

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**  
**РІВНЕНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ГУМАНІТАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

**КОВАЛЬОВА ІЛОНА ВАСИЛІВНА**

УДК [502.51:631.416.1]:556

**ДИСЕРТАЦІЯ**  
**ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ПОРУШЕНЬ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ**  
**В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ**

Спеціальність 101 – Екологія

Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

\_\_\_\_\_ **Ілона Ковальова**

Науковий керівник: Суходольська Ірина Леонідівна, к. біол. н., доцент

Рівне – 2025

## АНОТАЦІЯ

*Ковальова І.В.* Екологічні наслідки порушень циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія в галузі знань 10 – Природничі науки. Рівненський державний гуманітарний університет, Рівне, 2025.

Дисертаційна робота присвячена дослідженню прояву екологічних наслідків для фітопланктону внаслідок порушення циклу Нітрогену у різних типах гідроекосистем: зміненій (р. Стубелка), істотно зміненій (Хрінницьке вдсх.), природній (оз. Засвітське) та штучній (водойма Морозівського кар'єру).

Порушення циклу Нітрогену найбільш виражено проявляється перевищенням допустимих значень вмісту нітрогенвмісних сполук у воді, погіршенням її якості, зміщенням рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати, що зумовлює різноманітні екологічні наслідки для гідроекосистем. Дуже чутливою до таких змін у воді є автотрофна ланка, а саме фітопланктон.

*Мета роботи* – встановити основні екологічні наслідки, що виникають у різних типах гідроекосистем внаслідок порушення циклу Нітрогену.

*Об'єкт дослідження* – процеси порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем (змінена – річка, істотно змінена – водосховище, природна – озеро та штучна – водойма кар'єру) та екологічні наслідки для фітопланктону.

*Предмет дослідження* – гідрохімічні показники ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , рН, Т, БСК<sub>5</sub>, ХСК,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ , Р,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ); стехеометричні відношення та кореляційні залежності елементів, що відображають формування циклу Нітрогену та зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати; екологічні ознаки розвитку фітопланктонних угруповань (видове багатство, чисельність, біомаса, сапробність, індекс Шеннона).

Дослідженнями виявлено, що в різних типах гідроекосистем переважаючою сполукою Нітрогену є нітроген амонійний. Перевищення ГДК нітрогену амонійного характерно для зміненої гідроекосистеми (у 1,2–4,4 рази), істотно

зміненої (у 1,2–4,2 рази), штучної (у 1,6 рази) та природної (у 1,5 рази). Встановлено перевищення ГДК нітритів у змінній гідроекосистемі (у 2,3 рази), істотно змінній (у 1,1–1,8 рази) та природній (у 3,9–24,6 рази). Порівняння вмісту сполук Нітрогену в гідроекосистемах різних типів описується наступним чином:  $\text{NH}_4^+$  – змінена > істотно змінена > штучна > природна;  $\text{NO}_2^-$  – природна > змінена > істотно змінена > штучна;  $\text{NO}_3^-$  – істотно змінена > змінена > штучна > природна.

Якість води за вмістом  $\text{NH}_4^+$  змінюється від «помірно забруднена» до «забруднена» у змінній та істотно змінній гідроекосистемах та від «чиста» до «помірно забруднена» у природній та штучній. За вмістом  $\text{NO}_2^-$  якість води варіює від «помірно забруднена» до «забруднена» у змінній гідроекосистемі, від «забруднена» до «сильно забруднена» – у природній, від «чиста» до «помірно забруднена» – у штучній, «помірно забруднена» – у істотно змінній. Якість води за вмістом  $\text{NO}_3^-$  змінюється від «чиста» до «забруднена» у змінній гідроекосистемі, від «помірно забруднена» до «сильно забруднена» – у істотно змінній, від «дуже чиста» до «чиста» – у природній, від «чиста» до «помірно забруднена» – у штучній.

За сумарним вмістом сполук Нітрогену ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ) гідроекосистеми розподіляються наступним чином (мг/дм<sup>3</sup>): істотно змінена (45,33) > змінена (32,59) > штучна (13,08) > природна (10,36). Найбільш виражено зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік нітратів у воді зміненої, природної та штучної гідроекосистем. Відповідно переважання процесу нітрифікації ( $\text{NH}_4^+ < \text{NO}_3^-$ ) свідчить про додаткове надходження сполук Нітрогену з дифузних джерел. У воді істотно зміненої гідроекосистеми виявлено зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік амонію, що показує більше вираження процесу амоніфікації ( $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$ ) та інтенсивне надходження сполук Нітрогену з точкових джерел.

Кореляційні залежності підтверджують прямий та опосередкований вплив гідрохімічних показників водного середовища на цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем. Тісний зв'язок виявлено: між вмістом  $\text{SO}_4^{2-}$  та  $\text{NO}_3^-$  у істотно

зміненій гідроекосистемі ( $r = 0,76$ ,  $p < 0,01$ ), а з  $\text{NO}_2^-$  у природній ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ); між ХСК та  $\text{NO}_2^-$  у штучній гідроекосистемі ( $r = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ); між вмістом  $\text{Na}^+$  та  $\text{NH}_4^+$  у змінній ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,01$ ), а з  $\text{NO}_2^-$  у природній гідроекосистемі ( $r = 0,94$ ,  $p < 0,01$ ).

З'ясовано, що помітним екологічним наслідком порушення циклу Нітрогену у гідроекосистемах, є зміни структурно-функціональних показників фітопланктону. Ідентифіковано 114 видів (115 внутрішньовидових таксонів) фітопланктону у істотно змінній гідроекосистемі, 109 видів (111 в.в.т.) у змінній, 87 видів (88 в.в.т.) у штучній та 61 вид (62 в.в.т.) у природній. Тісний зв'язок виявлено між кількістю видів та вмістом  $\text{NO}_3^-$  ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ) у штучній гідроекосистемі. Середню кореляцію встановлено: між кількістю видів та вмістом  $\text{NO}_2^-$  ( $r = 0,50$ ,  $r = -0,53$  і  $r = -0,69$ ,  $p < 0,05$ ) у змінній, істотно змінній та природній гідроекосистемах, а з вмістом  $\text{NH}_4^+$  ( $r = 0,64$ ,  $p < 0,05$ ) у істотно змінній; між кількістю видів та вмістом  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,60$ ,  $p < 0,05$ ) у природній гідроекосистемі.

Подібність видового складу фітопланктону згідно коефіцієнту Серенсена ( $K_s$ ) змінюється від 0,43 до 0,58. Найменш подібний видовий склад притаманний для зміненої та природної гідроекосистем (річка ↔ озеро – 0,43), а найбільш – для зміненої та істотно зміненої гідроекосистем (річка ↔ водосховища – 0,58).

Чисельність фітопланктону у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: штучна > істотно змінена > змінена > природна. Виявлено, що розвиток фітопланктону в досліджених гідроекосистемах регулюється змінами концентрації сполук Нітрогену у воді. Тісний зв'язок встановлено між чисельністю фітопланктону та нітритами ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,01$ ) у істотно змінній гідроекосистемі, а середній – з нітратами ( $r = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ) у природній. Суттєвий вплив на чисельність *Cyanobacteria* здійснюють нітрити ( $r = 0,97$ ,  $p < 0,01$ ) у істотно змінній гідроекосистемі, а на чисельність *Bacillariophyta* нітрати ( $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$ ) у природній та нітрити ( $r = 0,89$ ,  $p < 0,05$ ) у змінній і штучній ( $r = -0,81$ ,  $p < 0,05$ ). Біомаса фітопланктону розподіляється таким чином: істотно змінена > змінена > штучна > природна. Тісний зв'язок між біомасою фітопланктону та вмістом амонію встановлено у істотно змінній гідроекосистемі ( $r = 0,85$ ,  $p < 0,05$ ), а з

нітратами у штучній ( $r= 0,86$ ,  $p<0,05$ ). Суттєвий вплив на біомасу *Bacillariophyta* здійснюють нітрити ( $r= 0,76$ ,  $p<0,05$  і  $r= -0,70$ ,  $p<0,05$ ) у змінений та штучній гідроекосистемах, амоній ( $r= 0,81$ ,  $p<0,05$ ) у істотно змінений, нітрати ( $r= 0,88$ ,  $p<0,05$ ) у природній. На біомасу *Cyanobacteria* найбільший вплив здійснюють нітрити ( $r= 0,98$ ,  $p<0,01$ ) у змінений гідроекосистемі та нітрати ( $r= 0,96$ ,  $p<0,05$ ) у природній.

Встановлено, що найвище інформаційне різноманіття фітопланктону за чисельністю та біомасою характерно для зміненої гідроекосистеми, а найменше – для штучної. Найбільш значиму залежність виявлено між індексом Шеннона за біомасою та концентрацією амонію у змінений та істотно змінений гідроекосистемах і нітратами у штучній. У змінений гідроекосистемі на індекс видового різноманіття Шеннона найбільше впливають нітрити, у природній – нітрати, у штучній – амоній. Найвищий індекс сапробності виявлено у змінений гідроекосистемі, а найнижчий – у штучній. На індекс сапробності за фітопланктоном у змінений, природній та штучній гідроекосистемах суттєво впливає вміст амонію, а у істотно змінений – концентрація нітритів та нітратів. За індексом сапробності вода у змінений та штучній гідроекосистемах відповідає II–III класам якості (чиста, помірно забруднена), у істотно змінений – III класу (помірно забруднена), а у природній – III–VI класам якості (помірно забруднена, забруднена).

Показано, що за середніми значеннями відношення N : P розвиток фітопланктону у змінений та істотно змінений гідроекосистемах інтенсивніше регулюється вмістом Фосфору, а у природній та штучній – концентрацією Нітрогену.

Встановлено пряму та обернену залежність між біомасою видів-домінантів фітопланктону та біогенними сполуками і елементами. Ідентифіковано спільні види-домінанти для гідроекосистем, які викликають «цвітіння» води: природна та істотно змінена – *Cuspidothrix issatschenkoi*; природна та штучна – *Oocystis submarina*; змінена та штучна – *Ceratium hirundinella*, *Microcystis aeruginosa*; природна, змінена та істотно змінена – *Ulnaria ulna*; змінена, природна та штучна

– *Cyclotella* sp. Крім того, ідентифіковано спільні для всіх чотирьох типів гідроекосистем два види-домінанти – *Snowella lacustris* та *Microcystis pulverea*. Виявлено тісну залежність: між біомасою *S. lacustris* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,97$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,90$ ), фосфору ( $R^2 = 0,79$ ) та відношенням N : P ( $R^2 = 0,83$ ) у змінній гідроекосистемі; між біомасою *S. lacustris* та вмістом нітратів ( $R^2 = 1$ ), фосфатів ( $R^2 = 1$ ), відношенням N : P ( $R^2 = 1$ ) і фосфору ( $R^2 = 1$ ) у істотно змінній гідроекосистемі; між біомасою *S. lacustris* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ), нітритів ( $R^2 = 0,74$ ), нітратів ( $R^2 = 0,91$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,53$ ) та фосфору ( $R^2 = 0,61$ ) у природній гідроекосистемі; між біомасою *S. lacustris* та вмістом нітритів ( $R^2 = 0,82$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,95$ ), фосфору ( $R^2 = 0,74$ ) і відношенням N : P ( $R^2 = 0,76$ ) у штучній гідроекосистемі; між біомасою *M. pulverea* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ), нітритів ( $R^2 = 0,96$ ), нітратів, фосфатів, фосфору і відношенням N : P ( $R^2 = 1$ ) у штучній гідроекосистемі.

У всіх типах гідроекосистем індикатори типу живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук (НОС) згідно класифікації Г. Ван Дама переважно представлені видами-автотрофами, які витримують підвищені концентрації НОС: змінена (65%) > істотно змінена (45%) > штучна (41%) > природна (36%). За рівнем трофності найбільша кількість мезоевтрофних видів: істотно змінена (44%) > штучна (43%) > змінена (41%) > природна (25%). Евтрофні види представлені наступним чином: природна (20%) > змінена (17%) > істотно змінена (16%) > штучна (14%).

Види-індикатори органічного забруднення води (за системою Ватанабе) переважно представлені еврисапробами, а за системою Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) – бета-мезосапробіонтами, що свідчить про помірне забруднення води. Відповідно за рівнем органічного забруднення вода усіх досліджених гідроекосистем переважно характеризується III класом якості (помірно забруднена).

Індекс самоочищення (*WESI*) змінюється від 0,8 до 2,0. У змінній (1,3), природній (2,0) та штучній (2,0) гідроекосистемах завдяки фотосинтетичній активності фітопланктону процес самоочищення ефективний, але у істотно

зміненій (0,8) – порушений, внаслідок перевищення вмісту біогенних сполук у воді.

У результаті комплексного аналізу вмісту гідрохімічних, біологічних, індикаційних та стехіометричних показників досліджуваних гідроекосистем виявлено, що формування циклу Нітрогену та зміни рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати відбувається з порушеннями у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах. У штучній та природній гідроекосистемах ці процеси зазнають менших порушень.

Враховуючи отримані результати дослідження надано рекомендації для різного типу гідроекосистем з метою регулювання порушення циклу Нітрогену, зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати та запобігання негативним екологічним наслідкам для фітопланктону. Зокрема, запропоновано: оптимізувати систему управління водними ресурсами басейну зміненої гідроекосистеми; контролювати надходження до істотно зміненої гідроекосистеми господарсько-побутових стічних вод, ведення сільського господарства, зміну поживних режимів водосховища для збільшення рибної продукції; регулювати рекреаційне навантаження на природну гідроекосистему; збільшити кількість зелених насаджень поблизу штучної гідроекосистеми.

*Ключові слова:* гідроекосистема, амоній, нітрити, нітрати, біомаса, чисельність, видове багатство, індекс Шеннона, сапробність, домінантний комплекс, біоіндикація

## ANNOTATION

*Kovalova I.V.* Ecological consequences of violations of the Nitrogen cycle in different types of hydroecosystems. – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 – Ecology in the field of knowledge 10 – Natural sciences. Rivne State University of Humanities, Rivne, 2025.

The dissertation is devoted to the study of the manifestation of ecological consequences for phytoplankton due to the violation of the Nitrogen cycle in various

types of hydroecosystems: altered (Stubelka River), significantly altered (Khrynnitsky Reservoir), natural (Lake Zasvitske) and artificial (reservoir of the Morozivsky quarry).

Violation of the Nitrogen cycle is most clearly manifested by exceeding the permissible values of the content of nitrogen-containing compounds in water, deterioration of its quality, a shift in the balance in the ammonium ↔ nitrite ↔ nitrate system, which causes various ecological consequences for hydroecosystems. The autotrophic link, specifically phytoplankton, is very sensitive to such changes in the water.

The purpose of the work is to establish the main ecological consequences that arise in different types of hydroecosystems as a result of disruption of the Nitrogen cycle.

The object of research is the processes of nitrogen cycle disruption in different types of hydroecosystems (altered - river, significantly altered - reservoir, natural - lake and artificial - quarry reservoir) and ecological consequences for phytoplankton.

The subject of the study is hydrochemical indicators ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , pH, T, BSK<sub>5</sub>, HSC,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ , P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ); stoichiometric ratios and correlations of elements reflecting the formation of the Nitrogen cycle and the shift of equilibrium in the system ammonium ↔ nitrite ↔ nitrate; ecological signs of the development of phytoplankton communities (species richness, abundance, biomass, saprobity, Shannon index).

Studies have shown that in various types of hydroecosystems, the predominant nitrogen compound is ammonium nitrogen. Exceeding the MPC of ammonium nitrogen is typical for the changed hydroecosystem (by 1.2–4.4 times), significantly changed (by 1.0–4.2 times), artificial (by 1.6 times) and natural (by 1.5 times). Exceeding the MPC of nitrites was established in the altered hydroecosystem (by 2.3 times), significantly altered (by 1.1–1.8 times) and natural (3.9–24.6 times). Comparison of the content of Nitrogen compounds in hydroecosystems of different types is described as follows:  $\text{NH}_4^+$  – changed > significantly changed > artificial > natural;  $\text{NO}_2^-$  – natural > changed > significantly changed > artificial;  $\text{NO}_3^-$  – significantly modified > modified > artificial > natural.



Water quality by  $\text{NH}_4^+$  content varies from «moderately polluted» to «polluted» in altered and significantly altered hydroecosystems and from «clean» to «moderately polluted» in natural and artificial. According to the  $\text{NO}_2^-$  content, water quality varies from «moderately polluted to «polluted» in a modified hydroecosystem, «moderately polluted» in a significantly changed one, from «polluted» to «heavily polluted» in a natural one, from «clean» to «moderately polluted» – in significantly changed. The quality of water according to the  $\text{NO}_3^-$  content varies from «clean» to «polluted» in the altered hydroecosystem, from «moderately polluted» to «heavily polluted» in the significantly altered one, from «very clean» to «clean» in the natural one, from «clean» to «moderately polluted» – in artificial.

By total content of Nitrogen compounds ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ), hydroecosystems are distributed as follows ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ ): significantly changed (45.33) > changed (32.59) > artificial (13.08) > natural (10.36). The most pronounced shift in the balance in the ammonium ↔ nitrite ↔ nitrate system is towards nitrates in the water of modified, natural and artificial hydroecosystems. Accordingly, the predominance of the nitrification process ( $\text{NH}_4^+ < \text{NO}_3^-$ ) indicates an additional supply of nitrogen compounds from diffuse sources. In the water of a significantly changed hydroecosystem, a shift in the balance in the ammonium ↔ nitrite ↔ nitrate system was found in the direction of ammonium, which shows a greater expression of the ammonification process ( $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$ ) and an intensive supply of nitrogen compounds from point sources.

Correlations confirm the direct and indirect influence of hydrochemical parameters of the aquatic environment on the Nitrogen cycle in different types of hydroecosystems. A close relationship was found: between the content of  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{NO}_3^-$  in a significantly modified hydroecosystem ( $r = 0.76, p < 0.01$ ), and with  $\text{NO}_2^-$  in a natural one ( $r = 0.98, p < 0.01$ ); between CSC and  $\text{NO}_2^-$  in an artificial hydroecosystem ( $r = 0.66, p < 0.05$ ); between the content of  $\text{Na}^+$  and  $\text{NH}_4^+$  in a modified ( $r = -0.70, p < 0.01$ ), and with  $\text{NO}_2^-$  in a natural hydroecosystem ( $r = 0.94, p < 0.01$ ).

It was found that a noticeable ecological consequence of the disruption of the Nitrogen cycle in hydroecosystems is changes in the structural and functional indicators

of phytoplankton. 114 species (115 intraspecific taxa) of phytoplankton were identified in a significantly modified hydroecosystem, 109 species (111 taxa) in a modified one, 87 species (88 taxa) in an artificial one, and 61 species (62 taxa) in a natural one. A close relationship was found between the number of species and the content of  $\text{NO}_3^-$  ( $r = -0.70$ ,  $p < 0.05$ ) in an artificial hydroecosystem. The average correlation was established: between the number of species and the content of  $\text{NO}_2^-$  ( $r = 0.50$ ,  $r = -0.53$  and  $r = -0.69$ ,  $p < 0.05$ ) in the modified, significantly modified and natural hydroecosystems, and with the content of  $\text{NH}_4^+$  ( $r = 0.64$ ,  $p < 0.05$ ) in the significantly modified; between the number of species and the content of  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0.60$ ,  $p < 0.05$ ) in the natural hydroecosystem.

The similarity of the species composition of phytoplankton according to the Serensen coefficient ( $K_S$ ) varies from 0.43 to 0.58. The least similar species composition is characteristic of altered and natural hydroecosystems (river ↔ lake – 0.43), and the most similar to altered and significantly altered hydroecosystems (river ↔ reservoirs – 0.58).

The abundance of phytoplankton in different types of hydroecosystems changes as follows: artificial > significantly modified > modified > natural. It was found that the development of phytoplankton in the studied hydroecosystems is regulated by changes in the concentration of Nitrogen compounds in water. A close relationship was established between the abundance of phytoplankton and nitrites ( $r = 0.99$ ,  $p < 0.01$ ) in the significantly modified hydroecosystem, and an average relationship with nitrates ( $r = 0.66$ ,  $p < 0.05$ ) in the natural one. The abundance of *Cyanobacteria* is significantly influenced by nitrites ( $r = 0.97$ ,  $p < 0.01$ ) in the significantly modified hydroecosystem, and the abundance of *Bacillariophyta* is significantly influenced by nitrates ( $r = 0.92$ ,  $p < 0.05$ ) in the natural and nitrites ( $r = 0.89$ ,  $p < 0.05$ ) in the modified and artificial ( $r = -0.81$ ,  $p < 0.05$ ). The biomass of phytoplankton is distributed as follows: significantly modified > modified > artificial > natural. A close relationship between phytoplankton biomass and ammonium content was established in the significantly modified hydroecosystem ( $r = 0.85$ ,  $p < 0.05$ ), and with nitrates in the artificial ( $r = 0.86$ ,  $p < 0.05$ ). The biomass of *Bacillariophyta* is significantly affected by nitrites ( $r = 0.76$ ,  $p < 0.05$  and

$r = -0.70$ ,  $p < 0.05$ ) in the modified and artificial hydroecosystems, ammonium ( $r = 0.81$ ,  $p < 0.05$ ) in the significantly modified one, and nitrates ( $r = 0.88$ ,  $p < 0.05$ ) in the natural one. The biomass of *Cyanobacteria* is most affected by nitrites ( $r = 0.98$ ,  $p < 0.01$ ) in the modified hydroecosystem and nitrates ( $r = 0.96$ ,  $p < 0.05$ ) in the natural one.

It was found that the highest information diversity of phytoplankton in terms of abundance and biomass is characteristic of the modified hydroecosystem, and the lowest - for the artificial one. The most significant dependence was found between the Shannon index in terms of biomass and ammonium concentration in the modified and significantly modified hydroecosystems and nitrates in the artificial one. In the modified hydroecosystem, the Shannon index of species diversity is most influenced by nitrites, in the natural one – nitrates, in the artificial one – ammonium. The highest saprobity index was found in the modified hydroecosystem, and the lowest – in the artificial one. The saprobity index for phytoplankton in modified, natural and artificial hydroecosystems is significantly affected by the ammonium content, and in significantly modified – by the concentration of nitrites and nitrates. According to the saprobity index, water in modified and artificial hydroecosystems corresponds to II–III quality classes (clean, moderately polluted), in significantly modified – to III class (moderately polluted), and in natural – to III–VI quality classes (moderately polluted, polluted).

It is shown that according to the average values of the N : P ratio, the development of phytoplankton in changed and significantly changed hydroecosystems is more intensively regulated by the content of Phosphorus, and in natural and artificial ones by the concentration of Nitrogen.

A direct and inverse relationship between the biomass of dominant phytoplankton species and biogenic compounds and elements was established. Common dominant species for hydroecosystems that cause water «blooming» have been identified: natural and significantly altered – *Cuspidothrix issatschenkoi*; natural and artificial – *Oocystis submarina*; modified and artificial – *Ceratium hirundinella*, *Microcystis aeruginosa*; natural, altered and significantly altered – *Ulnaria ulna*; modified, natural and artificial – *Cyclotella sp.* In addition, two dominant species common to all four types of

hydroecosystems were identified – *Snowella lacustris* and *Microcystis pulverea*. A close relationship was revealed: between the biomass of *S. lacustris* and the content of ammonium ( $R^2 = 0.97$ ), phosphates ( $R^2 = 0.90$ ), phosphorus ( $R^2 = 0.79$ ) and the N : P ratio ( $R^2 = 0.83$ ) in changed hydroecosystem; between the biomass of *S. lacustris* and the content of nitrates ( $R^2 = 1$ ), phosphates ( $R^2 = 1$ ), the ratio of N : P ( $R^2 = 1$ ) and phosphorus ( $R^2 = 1$ ) in a significantly changed hydroecosystem; between the biomass of *S. lacustris* and the content of ammonium ( $R^2 = 1$ ), nitrite ( $R^2 = 0.74$ ), nitrate ( $R^2 = 0.91$ ), phosphate ( $R^2 = 0.53$ ) and phosphorus ( $R^2 = 0.61$ ) in natural hydroecosystem; between the biomass of *S. lacustris* and the content of nitrites ( $R^2 = 0.82$ ), phosphates ( $R^2 = 0.95$ ), phosphorus ( $R^2 = 0.74$ ) and the N : P ratio ( $R^2 = 0.76$ ) in an artificial hydroecosystem; between the biomass of *M. pulverea* and the content of ammonium ( $R^2 = 1$ ), nitrites ( $R^2 = 0.96$ ), nitrates, phosphates, phosphorus and the N : P ratio ( $R^2 = 1$ ) in an artificial hydroecosystem.

In all types of hydroecosystems, indicators of the type of nutrition and the relationship to the amount of nitrogen-containing organic compounds (NOCs) according to the classification of G. Van Dam are mainly represented by autotrophic species that withstand elevated NOC concentrations: modified (65%) > significantly modified (45%) > artificial (41%) > natural (36%). In terms of trophic level, the largest number of mesoeutrophic species is: significantly modified (44%) > artificial (43%) > modified (41%) > natural (25%). Eutrophic species are represented as follows: natural (20%) > modified (17%) > significantly modified (16%) > artificial (14%).

The indicator species of organic water pollution (according to the Watanabe system) are mainly represented by euryzaprobes, and according to the Pantle-Buk system (modified by Sladeczek) - by beta-mesosaprobionts, which indicates moderate water pollution. Accordingly, in terms of the level of organic pollution, the water of all studied hydroecosystems is mainly characterized by the III quality class (moderately polluted).

The self-cleaning index (WESI) varies from 0.8 to 2.0. In modified (1.3), natural (2.0) and artificial (2.0) hydroecosystems, due to the photosynthetic activity of phytoplankton, the self-cleaning process is effective, but in significantly modified (0.8)

it is impaired due to the excess content of biogenic compounds in the water.

The most effective regulation of the Nitrogen cycle and the natural ratio of  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NH}_4^+$  was found in artificial and natural hydroecosystems, and less effective in altered and significantly altered ones.

As a result of a comprehensive analysis of the content of hydrochemical, biological, indicator and stoichiometric indicators of the studied hydroecosystems, it was found that the formation of the Nitrogen cycle and changes in the equilibrium in the system ammonium  $\leftrightarrow$  nitrite  $\leftrightarrow$  nitrate occurs with disturbances in modified and significantly modified hydroecosystems. In artificial and natural hydroecosystems, these processes are subject to smaller disturbances.

Taking into consideration the results of the study, recommendations for different types of hydroecosystems are provided in order to regulate the violation of the Nitrogen cycle, shift the equilibrium in the ammonium  $\leftrightarrow$  nitrite  $\leftrightarrow$  nitrate system and prevent negative environmental consequences for phytoplankton. In particular, it was proposed to: optimize the water resources management system of the basin of the modified hydroecosystem; control the flow of domestic wastewater into the significantly modified hydroecosystem, agricultural activities, change the nutrient regimes of the reservoir to increase marketable fish production; regulate the recreational load on the natural hydroecosystem; increase the number of green spaces near the artificial hydroecosystem.

*Key words:* hydroecosystem, ammonium, nitrites, nitrates, biomass, abundance, species richness, Shannon index, saprobity, dominant complex, bioindication

**СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ  
НАУКОВІ ПРАЦІ, В ЯКИХ ОПУБЛІКОВАНО ОСНОВНІ НАУКОВІ  
РЕЗУЛЬТАТИ ДИСЕРТАЦІЇ**

**Статті у міжнародних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних**

**Web of Science Core Collection та/або Scopus**

1. Sukhodolska I.L., Basaraba I.V. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zaslavtske (Rivne Region, Ukraine). *International Journal on Algae*. Vol. 25, Issue 4, 2023. PP. 353–364. URL: <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v25.i4.40> (Scopus) р – ISSN: 1521-9429, е – ISSN: 1940-4328 (Особистий внесок 50%: відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

**Статті в наукових фахових виданнях України**

2. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Основні джерела надходження сполук Нітрогену до водних екосистем. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2022. Вип. №43. С. 65–69. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.4-43.10> (Особистий внесок 70%: аналіз теоретичного матеріалу, участь у написанні і оформленні статті).

3. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Вплив сполук Нітрогену на формування угруповань фітопланктону озера Засвітське. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. №2(47). С. 73–82. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.2-47.12> (Особистий внесок 50%: відбір та обробка проб, статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті).

4. Ковальова І.В. Зміни хімічного складу води у гідроекосистемах різного типу. *Acta Carpathica*. 2023. №1. С. 28–33. URL: <https://doi.org/10.32782/2450-8640.2023.1.3>

5. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Вміст сполук Нітрогену у водних екосистемах різного типу. *Біологія та екологія*. 2023. Том 9. №1. С. 75–84. URL: <https://doi.org/10.33989/2023.9.1.290185> (Особистий внесок 80% : відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

6. Суходольська І.Л., Ковальова І.В. Вміст сполук Нітрогену у воді річки

Стубелка та його вплив на фітопланктон. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. 6(51). С.50–57. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.8> (Особистий внесок 60%: відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

7. Ковальова І.В. Сезонна динаміка вмісту нітрогенвмісних сполук у воді річки Стубелка. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2023. №4 (104). С.74–85. URL: <https://doi.org/10.31713/vs420236>

8. Ковальова І.В., Суходольська І.Л. Оцінка якості води річки Стубелка за показниками фітопланктону. *Український журнал природничих наук*. 2023. №6. С.125–135. URL: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.6.2023.13> (Особистий внесок 60%: відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

#### **Опубліковані праці апробаційного характеру**

9. Суходольська І.Л., Басараба І.В., Батьковець Я.І. Роль вищої водної рослинності у формуванні екологічного стану гідроекосистем. Регіональні геоекологічні проблеми в умовах сталого розвитку. *Збірник наукових праць IV Міжнар. наук.-практ. конференції* (м. Рівне, 22–24 вересня 2020 р.) / Голова редкол. проф. Д.В. Лико [та ін.]. Рівне: видавець О. Зень, 2020. С.160–163. URL: [https://kegt.rshu.edu.ua/images/dustan/2020/zb\\_20.pdf](https://kegt.rshu.edu.ua/images/dustan/2020/zb_20.pdf)

10. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Вміст сполук Нітрогену у воді річки Хомора. *Інноваційний розвиток науки та освіти: глобальний та національний виміри змін: збірник тез доповідей міжнародної науково-практичної конференції* (Полтава, 9 вересня 2021 р.). Полтава: ЦФЕНД, 2021. С. 61–62. URL: [https://drive.google.com/uc?export=download&confirm=no\\_antivirus&id=10ipOVpX2nwjMНk2pBNTlgVzQXoanghrs](https://drive.google.com/uc?export=download&confirm=no_antivirus&id=10ipOVpX2nwjMНk2pBNTlgVzQXoanghrs)

11. Басараба І.В. Вплив антропогенного навантаження на басейни малих річок України. *Topical issues of modern science, society and education. Proceedings of the 7th International scientific and practical conference. SPC “Sci-conf.com.ua”* (Kharkiv, January 29–31, 2022). Kharkiv, 2022. С.126–131. URL: <https://sci-conf.com.ua/wp-content/uploads/2022/02/TOPICAL-ISSUES-OF-MODERN->

12. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Сезонні зміни хімічного складу води річки Хомора. *Проблеми та перспективи реалізації та впровадження міждисциплінарних наукових досягнень: матеріали III Міжнародної наукової конференції* (м. Луцьк, 3 червня, 2022 р.) / Міжнародний центр наукових досліджень. Вінниця: Європейська наукова платформа, 2022. С.159–162. URL: <https://ojs.ukrlogos.in.ua/index.php/mcnd/issue/view/03.06.2022/752>

13. Суходольська І.Л., Мазур А.І., Басараба І.В. Використання фітопланктону та вищих водних рослин при оцінюванні стану водних екосистем. *The XXII International Scientific and Practical Conference «Multidisciplinary academic research, innovation and results»* (Prague, Czech Republic, June 07–10, 2022). Czech Republic, 2022. P. 83–85. URL: <https://isg-konf.com/wp-content/uploads/2022/06/Multidisciplinary-academic-research-innovation-and-results.pdf>

14. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Структура угруповань фітопланктону та якість води річки Стубелка. *Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування»* (м. Одеса, 11–12 квітня 2024 р.). Одеса, 2024. С.197–201. URL: [https://drive.google.com/file/d/171PCiSW-vUGD3W1N1Dh-0NzGFC56y\\_2/view](https://drive.google.com/file/d/171PCiSW-vUGD3W1N1Dh-0NzGFC56y_2/view)

15. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Оцінка якості води озера Засвітське за видами-індикаторами фітопланктону. *VII Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми біології, екології та хімії»* (м. Запоріжжя, 25–27 квітня 2024 р.). Запоріжжя, 2024. С.250–252. URL: <http://surl.li/oqharn>

16. Ковальова І.В., Масовець Б.П., Суходольська І.Л. Структура фітопланктону та якість води Хрінницького водосховища. *XVII Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Наука, освіта, суспільство очима молодих»* (м. Рівне, 17 травня 2024 р.). Рівне, 2024. С.85–87. URL: <https://kegt.rshu.edu.ua/images/2024/nosom2024.pdf>



17. Ковальова І., Масовець Б., Суходольська І. Екологічні наслідки зміни вмісту сполук Нітрогену для фітопланктону штучної гідроекосистеми. *V Міжнародна науково-практична конференція «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення»* (м. Дрогобич, 17–18 жовтня 2024 р.). Дрогобич, 2024. С. 73–77. URL: <https://drive.google.com/file/d/1B--dGphyzyH1ayN-Nn8OLYzqUDG8nQiX/view>

### **ОПУБЛІКОВАНІ ПРАЦІ, ЯКІ ДОДАТКОВО ВІДОБРАЖАЮТЬ НАУКОВІ РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ**

18. Sukhodolska I., Krupko H., Portukhai O., Basaraba I., Kostiuk K. Heavy metals concentration in the water of human-made objects. *Environmental Problems*. 2022. 7(4). P. 177–187. URL: <https://doi.org/10.23939/ep2022.04.177> (Особистий внесок 20%: аналіз матеріалу, статистична обробка, підготовка статті до друку).

19. Крупко Г.Д., Суходольська І.Л., Лико Д.В., Басараба І.В. Оцінка вмісту важких металів у підземних водах сільської місцевості Рівненщини. *Агроекологічний журнал*. 2022. №4. С. 93–104. URL: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273255> (Особистий внесок 25%: аналіз матеріалу, статистична обробка, підготовка статті до друку).

## ЗМІСТ

<b>ЗМІСТ</b> .....	18
<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ</b> .....	20
<b>ВСТУП</b> .....	21
<b>РОЗДІЛ 1. ПОРУШЕННЯ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ТА ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЗМІН ДЛЯ БІОТИ</b> .....	28
1.1. Джерела надходження сполук Нітрогену до гідроекосистем.....	28
1.2. Основні принципи перетворення колообігу Нітрогену в гідроекосистемах.....	33
1.3. Екологічні наслідки порушень циклу Нітрогену у гідроекосистемах.....	40
Висновки до першого розділу.....	45
Список використаних джерел .....	47
<b>РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ</b> .....	57
2.1. Загальна характеристика об'єктів дослідження.....	57
2.2. Природні умови.....	62
2.3. Методи проведення дослідження .....	70
Висновки до другого розділу .....	75
Список використаних джерел .....	76
<b>РОЗДІЛ 3. РОЛЬ ВМІСТУ НІТРОГЕНВМІСНИХ СПОЛУК У ВОДІ ДЛЯ ПІДТРИМУВАННЯ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ ТА ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЙОГО ПОРУШЕННЯ В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ</b> .....	80
3.1. Зміни концентрації сполук Нітрогену в різних типах гідроекосистем .....	80
3.2. Зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати як екологічний наслідок порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем.....	91
3.3. Дія гідрохімічних показників водного середовища на цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем.....	94
3.4. Вплив лужних та лужноземельних металів на цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем.....	112
3.5. Комплексний аналіз залежності вмісту сполук Нітрогену від гідрохімічних показників .....	118
Висновки до третього розділу.....	121
Список використаних джерел .....	122

<b>РОЗДІЛ 4. ЗМІНИ ПОКАЗНИКІВ ФІТОПЛАНКТОНУ ЯК ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ПОРУШЕННЯ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ.....</b>	<b>125</b>
4.1. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону різних типів гідроекосистем.....	126
4.2. Вплив неорганічних сполук Нітрогену на загальну чисельність та біомасу фітопланктону різних типів гідроекосистем.....	142
4.3. Дія амонію, нітритів та нітратів на зміну чисельності та біомаси відділів фітопланктону різних типів гідроекосистем.....	147
4.4. Зміни сапробності та інформаційного різноманіття фітопланктону різних типів гідроекосистем як екологічний наслідок порушення циклу Нітрогену.....	154
4.5. Зміни відношення N : P у різних типах гідроекосистем як екологічний наслідок порушення циклу Нітрогену .....	162
4.6. Екологічні наслідки зміни біогенного режиму під час формування домінуючого комплексу фітопланктону.....	165
Висновки до четвертого розділу.....	177
Список використаних джерел .....	178
<b>РОЗДІЛ 5. ВІДГУК ФІТОПЛАНКТОНУ НА ЗМІНУ ВМІСТУ НІТРОГЕНВМІСНИХ ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК.....</b>	<b>181</b>
5.1. Відношення видів фітопланктону до кількості нітрогенвмісних органічних сполук у різних типах гідроекосистем.....	181
5.2. Розподіл видів фітопланктону різних типів гідроекосистем за трофічним статусом .....	183
5.3. Чутливість видів фітопланктону різних типів гідроекосистем до органічного забруднення.....	186
5.4. Якість води різних типів гідроекосистем за видами-індикаторами органічного забруднення.....	191
5.5. Оцінка здатності різних типів гідроекосистем до самоочищення за фотосинтетичною активністю фітопланктону.....	193
Висновки до п'ятого розділу.....	195
Список використаних джерел .....	196
<b>УЗАГАЛЬНЕННЯ .....</b>	<b>198</b>
<b>ВИСНОВКИ.....</b>	<b>211</b>
<b>ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ.....</b>	<b>214</b>
<b>ДОДАТКИ .....</b>	<b>216</b>

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

ГДКрибгосп.	– гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення
T	– температура, °C
в. в. т.	– внутрішньовидові таксони включно з номенклатурним типом виду
$H_N$	– індекс інформаційного різноманіття Шеннона, обчислений за видовим багатством і чисельністю фітопланктону, біт/екз
$H_B$	– індекс інформаційного різноманіття Шеннона, обчислений за видовим багатством і біомасою фітопланктону, біт/мг
$S$	– індекс сапробності
$N : P$	– відношення Нітрогену до Фосфору у воді
$r$	– коефіцієнт кореляції
$p$	– рівень значимості
$R^2$	– коефіцієнт достовірності апроксимації (для нелінійної залежності)
НОС	– нітрогеномісні органічні сполуки

## ВСТУП

**Актуальність теми дослідження.** Зростаючий антропогенний вплив на навколишнє середовище зумовлює привнесення в різні компоненти геосфер значної кількості техногенного Нітрогену. Його безпосереднє включення в колообіг Нітрогену призводить до вповільнення чи, навпаки, прискорення циклу перетворень нітрогенвмісних сполук. Світова наукова спільнота (Pietrzak et al., 2002, Kurvits and Marta, 1998, Misselbrook et al., 2000, Sommer and Hutchings, 2001, Krupa, 2003, Sommer et al., 2003, Webb et al., 2005, Balsari et al., 2007, Desjardins et al., 2007, Erisman et al., 2007; Bednarek et al., 2014, Bourbonnais et al., 2015, Martin et al., 2019, Kumar et al., 2020, Altieri et al., 2021, Buchanan et al., 2023, Kuusemets L. 2024, Karen et al., 2024) зосереджена на пошуках дієвих механізмів регуляції швидкості надходження Нітрогену з антропогенних джерел до водойм та розрахунках таких порушень циклу Нітрогену, які здатна компенсувати природна біота без втрати її самої.

При цьому з'являється значне поле діяльності у даному напрямі, оскільки особливості порушення циклу Нітрогену значною мірою залежать від типу гідроекосистеми (річка, озеро, водосховище та кар'єр), антропогенного навантаження та стану біоти, а особливо фітопланктону як автотрофної ланки, що надчутливий до змін складу води. Крім того, види водоростей (*Nostoc*, *Anabaena*, *Calothrix*, *Mastigocladus*, *Scytonema*, *Synechococcus* та інші) беруть участь у фіксації Нітрогену, тому безпосередньо впливають на весь цикл Нітрогену у водоймі.

Зміни циклу Нітрогену та їхні наслідки для гідроекосистем висвітлені у наукових працях авторів: Клоченко П.Д. (2002–2024), Мельник В.Й. (2001), Романенко В.Д. (2004), Аристархова Е.О. (2016), Грубінко В.В. (2014–2024), Суходольська І.Л. (2016), Бриндзя І.В. (2017), Толочик І.Л. (2018), Юрченко В.О., Радіонов М.П., Мельнікова О.Г. (2019), Мартинюк В.О. (2021), Бедункова О.О. (2023), Фесюк В., Нетробчук І., Дубровик О. (2024) та ін. Вони акцентують увагу на ефективному забезпеченні процесів життєдіяльності біоти за оптимальних концентрацій сполук Нітрогену та проявах токсичної дії за їхнього підвищення у

воді.

Проте недостатньо розкрита проблема вивчення екологічних наслідків зумовлених порушенням циклу Нітрогену (погіршення якості води внаслідок перевищення граничнодопустимих концентрацій  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , зміщення рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати, зміни структурно-функціональних показників біоти – видового багатства, чисельності, біомаси, домінування та субдомінування фітопланктону, порушення самоочисної спроможності) у змінених, істотно змінених, природних та штучних водних об'єктах.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.**

Дослідження за темою дисертаційної роботи відповідають науковому напрямку кафедри природничих наук Рівненського державного гуманітарного університету: «Еколого-географічний моніторинг геосистем Українського Полісся в умовах природно-антропогенних трансформацій» (№ держреєстрації 0119U000510; 2019–2023 рр.), «Проблеми збереження біорізноманіття в умовах антропогенного впливу Західного Полісся України» (№ держреєстрації 0116U006016; 2016–2020 рр.), «Механізми функціонування гідроекосистем різних типів в умовах зростання антропогенного навантаження, глобальних кліматичних змін та впливу військових дій» (№ 0123U101485; 2023–2028 рр.).

**Мета роботи** – встановити основні екологічні наслідки, що виникають у різних типах гідроекосистем внаслідок порушення циклу Нітрогену.

Для досягнення поставленої мети передбачено вирішення таких **завдань**:

– розглянути основні перетворення колообігу Нітрогену і з'ясувати чинники регуляції та порушення циклу Нітрогену у різних типах гідроекосистем;

– дослідити вміст сполук Нітрогену у різних типах гідроекосистем (змінених, істотно змінених, природних та штучних) та визначити основні причини зміщення рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати;

– з'ясувати вплив температури, рН, кисневого режиму, сульфатів, фосфатів, хлоридів, лужних та лужноземельних металів на вміст і співвідношення неорганічних сполук Нітрогену (амоній, нітрити, нітрати) у різних типах

гідроекосистем;

– ідентифікувати фітопланктон різних типів гідроекосистем та проаналізувати екологічні наслідки, що виникають у структурно-функціональних характеристиках водоростей в умовах порушення циклу Нітрогену;

– проаналізувати вплив неорганічних сполук Нітрогену на чисельність та біомасу фітопланктону різних типів гідроекосистем;

– визначити зміни сапробності та інформаційного різноманіття фітопланктону різних типів гідроекосистем як екологічні наслідки порушення циклу Нітрогену;

– з'ясувати вплив відношення N : P у різних типах гідроекосистем на розвиток фітопланктону;

– встановити екологічні наслідки зміни біогенного режиму під час формування домінантного комплексу фітопланктону;

– визначити якість води у різних типах гідроекосистем за видами-індикаторами фітопланктону та їхнє відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук;

– оцінити здатність різних типів гідроекосистем до самоочищення за фотосинтетичною активністю фітопланктону.

**Об'єкт дослідження** – процеси порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем (річка, водосховище, озеро та кар'єр) та екологічні наслідки для фітопланктону.

**Предмет дослідження** – гідрохімічні показники ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , рН, Т, БСК<sub>5</sub>, ХСК,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ , Р,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ); стехеометричні відношення та кореляційні залежності елементів, що відображають формування циклу Нітрогену та зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати; екологічні ознаки розвитку фітопланктонних угруповань (видове багатство, чисельність, біомаса, сапробність, індекс Шеннона).

**Методи дослідження:** *фотометричний* – визначення вмісту амонію, нітритів та нітратів; *методи гідрохімічного аналізу; загальноприйняті методи відбору проб фітопланктону та його камерального опрацювання; біоіндикаційні*

методи; статистичний аналіз – оцінка впливу гідрохімічних показників на вміст і співвідношення неорганічних сполук Нітрогену; вплив неорганічних сполук Нітрогену на чисельність, біомасу, сапробність, інформаційне різноманіття та домінуючий комплекс фітопланктону різних типів гідроекосистем.

### **Наукова новизна одержаних результатів.**

#### *Вперше*

– досліджено порушення циклу Нітрогену у змінній (р. Стубелка), істотно змінній (Хрінницьке вдсх.), природній (оз. Засвітське) і штучній (водойма Морозівського кар'єру) гідроекосистемах та виокремлено екологічні наслідки таких процесів для фітопланктону;

– проаналізовано взаємозв'язок між вмістом нітрогенвмісних сполук та структурно-функціональними показниками фітопланктону (видове багатство, чисельність, біомаса, сапробність, індекс Шеннона, домінування видів) внаслідок порушень циклу Нітрогену у змінній, істотно змінній, природній та штучній гідроекосистемах;

– за структурними показниками планктонних угруповань (видове багатство, чисельність, біомаса, сапробність, індекс Шеннона, види-домінанти) виділено гідроекосистеми, які зазнали найсильнішої трансформації внаслідок порушення циклу Нітрогену.

– встановлено видове багатство природної (оз. Засвітське) та зміненої (р. Стубелка) гідроекосистем; вперше ідентифіковано 61 вид (62 в.в.т.) водоростей у оз. Засвітське та 109 видів (111 в.в.т.) у р. Стубелка. У оз. Засвітське ідентифіковано рідкісний вид – *Spondylosium ellipticum* West & G.S.West (що є субдомінантом або домінантом за чисельністю і біомасою впродовж усього періоду дослідження (за винятком серпня, де його чисельність становить 3,7%) та зустрічається у озері «дуже часто».

#### *Уточнено*

– перелік показників для оцінки екологічних наслідків порушень циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем, а саме показники гідрохімічного складу води, стехеометричних відношень елементів, зміщень рівноваги в системі амоній



↔ нітрити ↔ нітрати, змін структурно-функціональних характеристик фітопланктону.

*Набуло подальшого розвитку*

– дослідження дії чинників, що регулюють розвиток фітопланктону в різних типах гідроекосистем.

*Запропоновано* заходи підтримання циклу Нітрогену, що полягають у регуляції надходження нітрогенвмісних сполук до різних типів гідроекосистем, як основних чинників зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати, з метою запобігання негативним екологічним наслідкам для фітопланктону.

**Практичне значення одержаних результатів** полягає у встановленні екологічних наслідків, що виникають під час порушення циклу Нітрогену у воді змінених, істотно змінених, природних та штучних гідроекосистемах, що дає можливість регулювати негативні впливи у необхідному напрямку.

Отримані результати дослідження, виявлені кореляційні зв'язки, рівняння залежності між отриманими показниками дозволять розробити заходи для підтримання рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати у різних типах гідроекосистем, прогнозувати можливі сценарії змін не лише для автотрофної ланки (фітопланктону), але і для інших компонентів ланцюга живлення.

Виявлені екологічні наслідки, що зумовлює порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем, можуть бути використані у природоохоронній галузі для удосконалення програм моніторингу та управління, а також для прогнозування змін структури угруповань фітопланктону за різних концентрацій нітрогенвмісних сполук у воді.

Складено список ідентифікованих видів фітопланктону у досліджених гідроекосистемах, що є суттєвим доповненням відомостей щодо флори водоростей континентальних вод України.

Результати дослідження використовуються у виробничому процесі Нобельського національного природного парку (довідка № 305 від 21.10.2024). Наукові положення та розробки дисертаційної роботи впровадженні в навчальний процес з наступних компонентів: «Екологія рослин та фітоценозів»,

«Антропогенний вплив на водні екосистеми», «Системний аналіз якості навколишнього середовища», «Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище» та «Моніторинг довкілля» у Рівненському державному гуманітарному університеті для здобувачів вищої освіти спеціальності 101 «Екологія» (довідка № 01-12/75 від 31.10.2024) (Додаток В).

**Особистий внесок здобувача.** Вибір теми, об'єктів дослідження, формулювання мети, виокремлення завдань, збір матеріалів, аналіз фактичного матеріалу, інтерпретація і статистична обробка результатів, формулювання висновків та основних положень здійсненні авторкою дисертаційної роботи особисто за консультування наукового керівника. Здобувачка у співавторстві або особисто підготувала до друку наукові праці, в яких відображено основні положення дисертації. Особистий внесок авторки публікацій, що написані у співавторстві, наведено у списку опублікованих праць за темою дисертації.

**Апробація результатів дисертації.** Основні положення й результати дисертаційної роботи були оприлюднені на IV Міжнародній науково-практичній конференції «Регіональні геоекологічні проблеми в умовах сталого розвитку» (Рівне, 2020); Міжнародній науково-практичній конференції «Інноваційний розвиток науки та освіти: глобальний та національний виміри змін» (Полтава, 2021); 7th International Scientific and Practical Conference «Topical issues of modern science, society and education» (Харків, 2022); III Міжнародній науковій конференції «Проблеми та перспективи реалізації та впровадження міждисциплінарних наукових досягнень» (Луцьк, 2022); The XXII International Scientific and Practical Conference «Multidisciplinary academic research, innovation and results» (Prague, Czech Republic, 2022); Міжнародній науковій конференції за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування» (Одеса, 2024); VII Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми біології, екології та хімії» (м. Запоріжжя, 2024); XVII Всеукраїнській науково-практичній конференції здобувачів вищої освіти та молодих учених «Наука, освіта, суспільство очима молодих» (м. Рівне, 2024); V Міжнародній науково-практичній конференції «Стан

природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення» (м. Дрогобич, 2024); Звітних наукових конференціях викладачів, співробітників і здобувачів вищої освіти Рівненського державного гуманітарного університету (м. Рівне, 2020–2024 рр.).

**Публікації.** Основні положення дисертаційної роботи оприлюднено в 19 наукових публікаціях, із них 8 відображають основні наукові результати, з яких 7 у наукових фахових виданнях України, 1 стаття у міжнародному науковому виданні, проіндексованому у базі даних Scopus; 9 – апробаційного характеру; 2 – додатково відображають результати дисертації.

**Структура та обсяг дисертаційної роботи.** Дисертаційна робота складається з анотацій двома мовами, вступу, п'яти розділів, висновків до розділів, заключного обговорення отриманих результатів, висновків та рекомендацій, додатків, списку використаних джерел (192 позиції, із них 64 – іноземною мовою). У праці подано 14 таблиць, 41 рисунок. Повний обсяг дисертації становить 249 сторінок, основний текст – 173 сторінки.

## **РОЗДІЛ 1. ПОРУШЕННЯ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ТА ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЗМІН ДЛЯ БІОТИ**

### **1.1. Джерела надходження сполук Нітрогену до гідроекосистем**

Нітроген – важливий біогенний елемент, що міститься у білках, ферментах, нуклеїнових кислотах, амінокислотах, вітамінах, алкалоїдах, хлорофілі, а також інших біомолекулах. У гідроекосистемах Нітроген знаходиться у вигляді органічних та неорганічних сполук, які мають різну швидкість трансформації. Відомо, що органічні сполуки Нітрогену більш інертні, а неорганічні досить рухливі та можуть швидко змінювати свою форму за певних умов середовища. На часовий інтервал взаємоперетворення неорганічних сполук Нітрогену впливають процеси життєдіяльності водних організмів, особливості їхнього зв'язування у біохімічних та мікробіологічних процесах за безпосередньої участі усєї біоти водного об'єкту, а також основні джерела їхнього постійного чи тимчасового надходження до водойми [2, 4, 6, 15, 47, 49].

Найчастіше сезонні чи постійні перевищення граничнодопустимого вмісту сполук Нітрогену у гідроекосистемах спостерігають внаслідок зростання об'ємів скиду стічних вод з очисних споруд, діяльності підприємств, облаштування тваринних комплексів, посилення впливу урбанізації, особливостей ведення сільського та комунального господарства, а також низки інших чинників [1, 10, 31, 35, 36].

Зростання концентрацій сполук Нітрогену у водних об'єктах пояснюють додатковим їхнім надходженням з точкових джерел, які мають постійну локалізацію, відносно сталі, незмінні від зовнішніх умов кількісні параметрами [30, 31]. Внесок точкових джерел визначають за об'ємом надходження стічних вод, який включає сумарний еквівалент навантаження і мінімальний річний стік води. Обов'язково враховують якість очищених стічних вод, що потрапляють до гідроекосистеми за чітко визначеними показниками [38]. Проте навіть здійснюючи усі необхідні водоохоронні заходи не вдається суттєво знизити рівень забруднення сполуками Нітрогену та нормалізувати стан водних об'єктів. Насамперед внаслідок врахування дії лише точкових джерел. Вплив дифузних

джерел часто нівелюють внаслідок зміни їхніх кількісних параметрів та суттєвої залежності від водного стоку [31]. Однак у дослідженнях [82] показано, що близько 42% забруднення річки сполуками Нітрогену зумовлено надходженнями з дифузних джерел (вимивання з водозбірних площ та сільськогосподарських угідь).

Визначити конкретні джерела потрапляння сполук Нітрогену (амонію, нітритів чи нітратів) до гідроекосистеми можна завдяки розробленій методиці виокремлення територій, які є вразливими до накопичення нітратів (наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України №244 від 15.04.2021). Окреслені підходи дозволяють виявити потенційні умови вимивання сполук Нітрогену з водозбірної площі водних об'єктів, а також проаналізувати основні шляхи їхнього надходження від різних джерел. Згідно методики за умови  $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$  переважають точкові джерела, якщо  $\text{NH}_4^+ < \text{NO}_3^-$  домінують дифузні, а при  $\text{NH}_4^+ = \text{NO}_3^-$  дія перших та других однакова [41, 42]. Крім того, вплив дифузних джерел на концентрацію сполук Нітрогену у гідроекосистемі оцінюють за площею земель сільськогосподарського використання у межах водозбору (рослинництво) та загальною площею самого водозбору. Дію від тваринництва розраховують за чисельністю поголів'я на гектар або  $\text{км}^2$ , що показує узагальнену одиницю поголів'я на площу водозбору [30, 38, 47].

Основними джерелами потрапляння неорганічних сполук Нітрогену ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$ ) до гідроекосистем вважають комунальне господарство, діяльність підприємств та тваринництва, а також атмосферні опади [12]. Так, для неочищених міських стічних вод характерна досить висока концентрація Нітрогену амонійного – 8,8–70  $\text{мг/дм}^3$  [68] та 15–60  $\text{мг/дм}^3$  [22], нітратів – 0,6–3  $\text{мг/дм}^3$ , а нітритів – 0,08–0,6  $\text{мг/дм}^3$ . Вміст Нітрогену амонійного у стічних водах підприємств молочної промисловості варіює від 10,6  $\text{мг/дм}^3$  до 22  $\text{мг/дм}^3$ , м'ясопереробних комбінатів – від 50  $\text{мг/дм}^3$  до 80  $\text{мг/дм}^3$  та від 30  $\text{мг/дм}^3$  до 180  $\text{мг/дм}^3$  [14, 23], а рибоконсервних заводів – від 30  $\text{мг/дм}^3$  до 35  $\text{мг/дм}^3$  [68].

Часто стічні води тваринницьких комплексів містять значні концентрації аміаку та Нітрогену, тому внаслідок їхнього потрапляння до гідроекосистеми

спричинюють загибель риби та інших гідробіонтів [19]. Відомо, що вміст аміаку у воді вищий  $0,2 \text{ мг/дм}^3$  знижує життєстійкість риб [57], а за умов зростання його концентрації відразу помітні ознаки отруєння. Насамперед у риб порушується координація руху, зростають показники інтенсивності дихання та рухливість, з'являються судоми, що призводять до нехарактерного специфічного плавання, збільшується слизова секреція зябер та поверхневих покривів тіла, з'являються спроби заковтування повітря з поверхні води, крововиливи в зябрах та зміна шкіри (потемніння) [25].

Зростання чи зниження загальної кількості Нітрогену у стічних водах тваринницьких комплексів залежить не лише від чисельності конкретних видів тварин, але також від особливостей їхнього утримання. Зокрема, концентрація Нітрогену у них може змінюватися від 2,3% до 10,3% [14]. Так, стічні води свиноферм містять  $2,3 \text{ гN/дм}^3$  Нітрогену амонійного, а ферми утримання великої рогатої худоби –  $0,5\text{--}2,3 \text{ гN/дм}^3$  [23, 83].

Найбільше навантаження на гідроекосистеми відбувається за сумарної дії декількох джерел забруднення, повітряного перенесення речовин та їхнього випадіння на водну поверхню з атмосферними опадами [19]. Середній вміст нітратів у атмосферних опадах становить  $3,58 \text{ мг/дм}^3$ , а Нітрогену амонійного –  $0,45\text{--}0,47 \text{ мг/дм}^3$  та  $1,2 \text{ мг/дм}^3$  [16, 20]. Крім того, з атмосферними опадами до ґрунтів і водойм надходять нітрогенвмісні сполуки ( $\text{NH}_3$  та  $\text{NO}_x$ ), що утворюються під час спалахів блискавки, інтенсивних лісових пожежах, спалюванні викопних видів палива тощо. Ці сполуки змінюють кількісні та якісні показники гідробіонтів. Нітроген потрапляючи з атмосфери до водойм та ґрунтів фіксується водними (5%), наземними організмами і рослинами (81%), а також розчиняється (14%). Назад до атмосфери з наземних екосистем повертається 31% фіксованого Нітрогену, а із водних – 56%. Зазначена суттєва різниця, враховуючи загальну біомасу екосистем (у наземних значно більша ніж у водних), зумовлена швидкістю «обороту» елементів. Так, у наземних екосистем цей процес триває близько до 5 років, а у водних близько 30 днів [75].

Також для підвищення врожаю сільськогосподарських культур

використовують значну кількість нітрогеновмісних добрив, з яких близько 50% надходить до рослин, а залишок потрапляє у водойми внаслідок вимивання [33]. Інтенсивність вимивання сполук Нітрогену з сільськогосподарських угідь залежить від водного режиму ґрунту (промивного, періодично промивного, непромивного). Враховуючи зазначені режими, коефіцієнти фільтрації верхнього та нижнього шарів ґрунтів та відповідний показник балансу Нітрогену виділяють три типи зон ймовірного забруднення води внаслідок процесу вимивання. До першої зони високої ймовірності забруднення вод відносяться території з промивним, періодично промивним водним режимом та позитивним балансом Нітрогену в ґрунті. До другої зони потенційного забруднення вод відносяться території з промивним, періодично промивним водним режимом та дефіцитом балансу Нітрогену в ґрунті. До третьої зони короткострокового забруднення вод відносяться території з непромивним режимом та позитивним балансом Нітрогену в ґрунті [42]. Території вважають вразливими до забруднення, якщо перевищення сумарного вмісту сполук Нітрогену ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ) складають  $50 \text{ мг/дм}^3$  або  $11,3 \text{ мг N/дм}^3$  та досить помітні ознаки евтрофікації. Умова  $\text{N}_{\text{неорг}} \geq 11,3 \text{ мг N/дм}^3$  використовується при оцінюванні забруднення річок, які мають коефіцієнт Штрахлера  $< 5$  та підземних вод з показником більше 5 та вмістом  $\text{N}_{\text{неорг}} \geq 43 \text{ мг/дм}^3$  або  $9,7 \text{ мг N/дм}^3$ . Такі коефіцієнти притаманні усім малим річкам (1–3 індекс Штрахлера) та частині середніх (4–7 індекс Штрахлера). Вразливість чи стійкість гідроекосистем до забруднення сполуками Нітрогену, які мають коефіцієнт Штрахлера  $\geq 5$ , визначають за показниками евтрофікації [41, 42].

Суттєвими регуляторами надходження сполук Нітрогену до гідроекосистем від джерел сільськогосподарського походження є природні біофільтри (луки, ліси, лісосмуги, поля тощо). Ефективність затримання сполук Нітрогену залежить від розмірів площі, яку вони займають, стану рослинного покриву, що зростає на цих територіях, а також потужності та активності кореневої системи рослин [19].

Також надходження сполук Нітрогену відбувається внаслідок регулювання поживного режиму гідроекосистем для забезпечення зростання обсягів виробництва товарної рибної продукції, оскільки безпосередньо передбачає

внесення органічних мінеральних добрив. Надходження до водойми нітрогенвмісних речовин зумовлює абсорбцію внесених добрив завислими речовинами, донними відкладами, що змінює їхній хімічний склад та знижує прозорість води та зміну її показників, а також створює сприятливі умови для розвитку бактеріопланктону. Осідаючи на дно водойми органічні мінеральні добрива сприяють швидкому масовому розвитку на мілководдях вищої водної рослинності. Необґрунтовано завищені дози внесення добрив зумовлюють критичне зниження вмісту кисню, що призводить до надходження у гідроекосистеми неокиснених отруйних метаболітів та відповідні зміни життєдіяльності гідробіонтів [19, 27, 54].

Найважливішим внутрішнім джерелом утворення та трансформації сполук Нітрогену у гідроекосистемі є процеси життєдіяльності та відмирання біоти. Насамперед планктонні водорості, вищі водні рослини, риби та інші гідробіонти здатні як виділяти, так і поглинати нітрогенвмісні сполуки в різній кількості. Певний відсоток доступних нітрогенвмісних сполук витрачається на забезпечення процесів пластичного та енергетичного обміну організмів [3, 7, 8, 19, 48, 50, 53]. Так, планктонні водорості та вищі водні рослини використовують сполуки Нітрогену для забезпечення нормального проходження фотосинтезу, азотного обміну, а також запасують їх у значних кількостях для можливого використання при несприятливих умовах. Відповідно мінімальні концентрації сполук Нітрогену найчастіше спостерігаються під час вегетаційного періоду. Вміст сполук Нітрогену зростає восени і може досягати максимальних значень взимку за відсутності його активного поглинання гідробіонтами. Під час мінімального споживання Нітрогену відбувається розкладання органічних речовин і його перехід з органічних форм у неорганічні [9, 32, 3, 53]. Також сполуки Нітрогену надходять до гідроекосистем внаслідок відмирання видів, особливо це помітно для окремих водних об'єктів після закінчення вегетаційного періоду [17, 18, 49].

Таким чином, вагомий внесок у надходження сполук Нітрогену до гідроекосистем здійснюють точкові та дифузні джерела. Серед точкових джерел найбільш відчутна дія від скидання промислових і господарсько-побутових

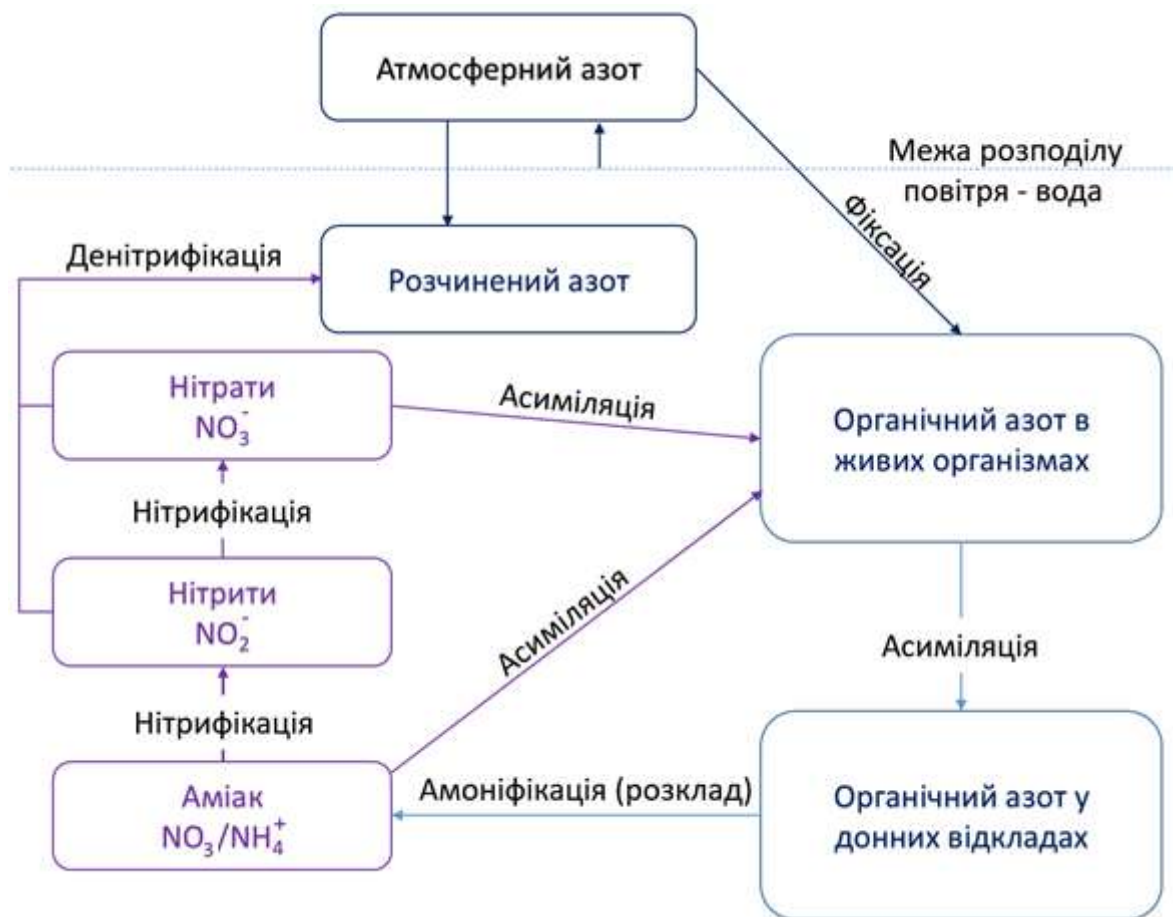


стічних вод, потрапляння стічних вод тваринницьких комплексів, м'ясопереробних комбінатів, підприємств молочної промисловості тощо. Дія дифузних джерел найчастіше зумовлена повітряним перенесення і випадінням з атмосферними опадами, вимиванням з водозбірних площ та сільськогосподарських угідь, забрудненням ґрунтових вод, а також внесенням необґрунтовано завищених доз добрив для регулювання поживних режимів з метою збільшення товарної рибної продукції. Існуюча різноманітність джерел надходження сполук Нітрогену, які складно контролювати, створює загрози для нормального функціонування гідроекосистем. Рівень забруднення та небезпеки, насамперед залежить від досягнення шкідливих концентрацій, антропогенного навантаження, особливостей водного об'єкту, режиму ґрунтів, площі водозабору, гідрологічних та кліматичних умов. Найчастіше суттєві зміни у водних об'єктах відбуваються внаслідок надходження забруднювачів з декількох джерел одночасного та впродовж тривалого часу. Найбільш помітними з них є порушення біогеохімічних циклів різних елементів та стійкості водних екосистем.

## **1.2. Основні принципи перетворення колообігу Нітрогену в гідроекосистемах**

Найважливішим джерелом Нітрогену є атмосфера Землі, тому основна частина його знаходиться у формі  $N_2$ . Звісно у природі, крім молекулярної форми, Нітроген зустрічається у вигляді оксидів, відновленої форми, у складі мінералів, солей, гірських породах, живих організмах тощо [44].

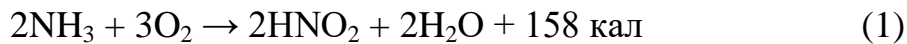
Завдяки циклу перетворень відбувається постійна зміна та поповнення нітрогенвмісних сполук у різних середовищах. Відомо, що колообіг Нітрогену відбувається завдяки процесам амоніфікації, нітрифікації, денітрифікації та азотфіксації (рис. 1.1).



**Рис. 1.1. Кругообіг Нітрогену у гідроекосистемах [31, 75]**

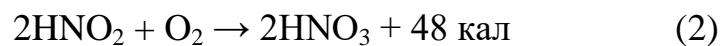
Під час процесу амоніфікації відбувається розкладання живими організмами білків, сечовини, нуклеїнових кислот, пептидів та інших нітрогенвмісних органічних речовин, що містять в своєму складі Нітроген, до  $\text{NH}_4^+$  або  $\text{NH}_3$ . Утворення саме того чи іншого кінцевого продукту амоніфікації залежить від низки умов. Важливими для проходження амоніфікації є активна реакція середовища, температура води та вміст розчиненого кисню. Оптимальні показники рН для амоніфікації знаходяться в межах 5–9, проте, під час розкладання нітрогенвмісних органічних речовин може накопичуватися значна концентрація  $\text{CO}_2$  та відповідно знижуватися активна реакція середовища. Після переведення речовин з органічної форми у неорганічну здійснюється біоокиснення амонійних сполук нітрифікуючими бактеріями. Відбувається поступове проходження двох фаз. Перша фаза нітрифікації здійснюється амонійноокиснюючими бактеріями – автотрофами, що належать до родів *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* та інших. Вони забезпечують окиснення

аміаку до азотистої кислоти (нітритів). Цей процес описується наступним рівнянням:



Оптимальна активна реакція середовища для нітритних бактерій варіює в межах від 5,5 до 7,3.

Друга фаза нітрифікації здійснюється лише після проходження першої. Утворення нітратів не може розпочатися раніше, бо надлишок аміаку пригнічує розвиток бактерій, що здійснюють другу фазу нітрифікації. Ця фаза нітрифікації забезпечує окиснення азотистої кислоти (нітритів), що утворилася в першій, до азотної кислоти (нітратів). Проходження другої фази здійснюють нітроокиснюючі бактерії родів *Nitrococcus*, *Nitrobacter*, *Nitrospira* та *Nitrocystis* та описується наступним рівнянням:



Для цих бактерій єдиним субстратом окиснення є нітрити. Чутливість бактерій другої фази до рН та вмісту розчиненого кисню ще більш виражена. Зокрема, недисоційована молекула нітратної кислоти для бактерій дуже токсична, тому у кислому середовищі вони не можуть розвиватися. Проте у лужному середовищі на бактерії впливає аміак, що пригнічує їхній розвиток. Відповідно для бактерій другої фази нітрифікації найбільш оптимальними є значення рН від 7,0 до 7,6 [5].

Оцінюючи колообіг Нітрогену важливо знати часовий інтервал проходження як першої, так і другої фази, щоб врахувати вплив чинників зумовлюючих вповільнення чи пришвидшення процесу нітрифікації. За комфортних для бактерій умов перша фаза здійснюється швидше, а друга звісно повільніше, проте, все залежить від кількості речовин, що окиснюються та розвитку бактерій. Наприклад, для окиснення лише 10 мг  $\text{NH}_4^+$  у  $\text{NO}_2^-$  необхідно 15 діб, а процес наступного окиснення такої ж само кількості утвореної речовини у  $\text{NO}_3^-$  здійснюється вже 40 діб [28].

Процес утворення нітритів і нітратів є кисневитратним. На повне окиснення бактеріями 1 мг  $\text{NH}_4^+$  необхідно 4,57 мг  $\text{O}_2$ . З даної концентрації 3,43 мг  $\text{O}_2$  витрачається на перетворення 1 мг  $\text{N-NH}_4^+$  у  $\text{N-NO}_2^-$ , а решта, 1,14 мг  $\text{O}_2$  на перетворення 1 мг  $\text{N-NO}_2^-$  у  $\text{N-NO}_3^-$  [28, 49]. Відповідно для проходження першої фази потрібно у 3 рази більше кисню.

Температура води також змінює швидкість нітрифікації. Зокрема, зниження температури до  $0^\circ\text{C}$  зумовлює припиняється нітрифікації, до  $6^\circ\text{C}$  – раптове зниження, а до  $9^\circ\text{C}$  – суттєве вповільнення.

Наступним етапом колообігу Нітрогену є денітрифікація. Цей процес зумовлює відновлення нітратів та нітритів до оксидів або молекулярного нітрогену біологічним шляхом. Денітрифікацію забезпечують аеробні та факультативно анаеробні бактерії (*Pseudomonas fluorescens*, *Micrococcus denitrificans*, *Paracoccus denitrificans* та інші види). Вони можуть окиснювати органічні речовини за умов відсутності кисню та здатні використовувати нітрати як кінцеві акцептори електронів [11, 13]. Проте як для нітрифікуючих, так і денітрифікуючих бактерій важливі умови середовища та джерела енергії. Водночас розкладання органічних сполук бактеріями забезпечує їх необхідною енергією та забезпечує процес відновлення сполук нітрогену. Виділяють асимільаторну і дисимільаторну денітрифікацію. Під час першої відбувається відновлення нітратів до аміаку. У процесі другої молекулярний кисень не використовується, оскільки окисником органічних речовин слугують нітрати, а сам процес часто називають нітратним диханням. Утворення кінцевих продуктів залежить від виду мікроорганізмів, які забезпечують дисимільаторну денітрифікацію нітратів або нітритів. Саме тому під час денітрифікації можуть утворюватися  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  і  $\text{NO}$ :  $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$  [11].

Окремі бактерії здатні здійснювати ще один вид денітрифікації – автотрофну. При цьому вони використовують саме нітрати для окиснення неорганічних сполук, наприклад,  $\text{S}^{-2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$ . Це найчастіше характерно для підземних вод, оскільки нітрати потрапляють у ділянки, що збагачені ферум сульфідом [77].

Процес денітрифікації суттєво залежить від температури та рН, бо вони впливають на масу бактерій. Оптимальна активна реакція середовища для бактерій варіює в межах від 7,0 до 8,0. Зниження рН вповільнює процес денітрифікації і призводить зростання  $N_2O$ . За умови рН=4,0 саме  $N_2O$  стає продуктом редукції нітратів [79]. Окрім зазначених чинників на денітрифікацію впливає концентрація органічного вуглецю, вміст нітратів, а також присутні у воді сполуки та елементи. Вважається, що для денітрифікації найбільш оптимальним є співвідношення  $NO_3^- : C_{орг.} = 1 : (6-8)$  [5, 79]. Завдяки процесу денітрифікації регулюється накопичення оксидів нітрогену, що зазвичай токсичні для біоти [45].

Таким чином, процес денітрифікації забезпечує відновлення нітратів широким спектром бактерій, які можуть здійснюють повне відновлення – до молекулярного азоту ( $N_2$ ) і неповне відновлення нітрату – до  $NO_2^-$ ,  $N_2O$  або  $NO$ . Процес денітрифікації регулює накопичення надлишкових нітрогенвмісних сполук у всіх екосистемах, в тому числі і водних. Позитивний вплив денітрифікації відчутний за умови надходження в атмосферу  $N_2$ , а негативний при потраплянні  $N_2O$ . Водночас надто високий чи низький рівень активізація денітрифікації свідчить про порушення циклу Нітрогену.

Втрати нітратів та нітритів внаслідок їхнього відновлення до оксидів чи молекулярного нітрогену компенсуються завдяки процесу азотфіксації. Однак молекулярний нітроген проявляє малу активність, а для його включення у органічний цикл необхідно розірвати потрійний зв'язок та витратити дуже багато енергії. Добру здатність до азотфіксації мають бактерії. Незважаючи на обмежену можливість або ж повну відсутність багатьох організмів фіксувати Нітроген з атмосфери вони створюють оптимальні умови для проходження цього процесу. Насамперед сприяють зниженню концентрації кисню навколо бактерій, постачають легкодоступні компоненти живлення, а також достатньо швидко утилізують зв'язаний Нітроген [44]. Фіксований Нітроген трансформується бактеріями у нітрогенвмісні сполуки, які накопичуються у біомасі та продуктах метаболізму або безпосередньо асимілюються рослинами. Зв'язану форму, що

утворилася внаслідок діяльності азотфіксуючих організмів, називають біологічною [85]. Загалом процес відновлення молекулярного азоту до аміаку у клітинах азотфіксуючих (діазотрофних) бактерій забезпечує ферментний комплекс нітрогеназа [85].

Цілком виправданою є більша ефективність фіксації атмосферного Нітрогену тими бактеріями, які знаходяться у тісному взаємозв'язку з рослинами. Відповідно до цього біологічна трансформація Нітрогену здійснюється симбіотичними та асоціативними азотфіксаторами. Представниками симбіотичних азотфіксаторів є бульбочкові бактерії, актиноміцети та ціанобактерії.

При взаємодії бульбочкових бактерій з бобовими рослинами індукується процес бульбочкоутворення. Однак багато рослин можуть утворювати симбіоз не з усіма, а з певними формами ризобій, що свідчить про їхню сортову та видову специфічність [39, 40]. Відповідно до цих особливостей відрізняється і кількість фіксованого Нітрогену. Для багаторічних бобових рослин у симбіозі з бульбочковими бактеріями характерні високі показники відновлення молекулярного Нітрогену. Наприклад, конюшина відновлює близько 150–160 кг/га, а люцерна – 300 кг/га [86], проте, відсоток бобових культур у агроценозах від загальної площі посівів сільськогосподарських культур становить лише 10. Саме тому внесок бобових рослин у симбіозі з бульбочковими бактеріями у азотфіксацію обмежується їхніми насадженнями у агроценозах та поширенням у природних фітоценозах [34].

Важливою є роль ціанобактерій у фіксації молекулярного Нітрогену. До найбільш відомих азотфіксаторів відносять види родів *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Trichormus*, *Calothrix* та інші [62, 63]. Представники ціанобактерій здатні фіксувати Нітроген у симбіозі та самостійно. Симбіоз ціанобактерії утворюють з саговниками, грибами, водними папоротями тощо [33]. Завдяки високій ефективності симбіозу *Anabaena* з водною папороттю *Azolla* їх часто використовують на рисових полях, оскільки фіксація Нітрогену може перевищувати 300 кг/га в рік [76, 80, 89]. Крім того, Нітроген, який утворюється в

результаті азотфіксації, дуже швидко включається у біомасу водоростей чи бактерій [59, 78].

На швидкість азотфіксації впливає концентрація амонію у середовищі, який за принципом зворотного інгібування пригнічує цей процес. Також азотфіксуючу здатність регулює наявність гетероцист у ціанобактерій за допомогою яких вони захищаються від доступу кисню під час фіксації Нітрогену. Даний процес є енерговитратним, тому за присутності у середовищі оптимального для ціанобактерій вмісту сполук Нітрогену вони не фіксують  $N_2$ . Крім того, утворення гетероцист у ціанобактерій пригнічується за певних концентрацій у середовищі зв'язаного нітрогену, а особливо за високого вмісту амонію.

Відомо, що швидкість азотфіксації збільшується у 10 разів за дії світла. Проте окремі види фіксують Нітроген вночі, при відсутності фотосинтезу або навіть шляхом чергування азотфіксації і фотосинтезу. Зокрема, для роду *Gloeothese* виявлена висока ефективність фіксації біля 95% Нітрогену саме вночі [61, 73, 84].

На процес азотфіксації впливає відношення N/P. Так, за низьких концентрацій Нітрогену і відповідно суттєвому зниженні відношення N/P найчастіше у середовищі домінують види *Cyanobacteria*, які забезпечують азотфіксацію. Завдяки цим властивостям види відділу ціанобактерії мають конкурентну перевагу над іншими представниками фітопланктону. Оптимальні значення рН води становлять 7,0–7,5, а більш високі значення можуть пригнічувати безпосередній розвиток самих азотфіксаторів [66].

Відомо, що багато гідробіонтів засвоюють Нітроген лише у формі амонійних солей, нітратів або низькомолекулярних органічних сполук (наприклад, амінокислот). Відповідно азотфіксацію, що супроводжується перетворенням молекулярного Нітрогену у доступні форми, за важливістю для біоти, порівнюють з фотосинтезом [45].

Варто зауважити, що колообіг елементу, завдяки здатності фітопланктону засвоювати різні форми зв'язаного Нітрогену, може продовжуватися і без окиснювальних реакцій, в процесі яких відновлюються нітрати. За умов

поглинання нітратів фітопланктоном відбувається їхнє відновлення в його клітинах до нітрогену амонійного, і подальше надходження для синтезу нітрогенвмісних органічних сполук. Зазначений внутрішньоклітинний процес включає відновлення нітратів до нітритів за участі нітратредуктази, а його інтенсивність визначається структурно-функціональними показниками фітопланктону [33, 45].

Зважаючи на складний механізм процесів, що забезпечують колообіг Нітрогену, надходження надмірної кількості нітрогенвмісних сполук, як з зовнішніх так і з внутрішніх джерел, зумовлює його порушення та призводять до суттєвих змін гідроекосистеми.

### **1.3. Екологічні наслідки порушень циклу Нітрогену у гідроекосистемах**

Нітроген, порівняно з іншими біогенами, має високі показники рухомості сполук і дуже швидкий метаболізм, що сприяє регуляції його накопичення в гідроекосистемах. Однак постійне надходження техногенного Нітрогену з водозбірної площі та інших джерел призводить до зміни його природного балансу та раптових негативних наслідків для всієї гідроекосистеми.

Порушення циклу Нітрогену у водних об'єктах найчастіше супроводжується зростанням концентрацій неорганічних сполук Нітрогену ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), що перевищують граничнодопустимі концентрації. Однак як високий, так і низький вміст  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  і  $\text{NO}_3^-$  негативно впливає на гідробіонти. Такий самий ефект зумовлює і зміщення рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати. Відгук біоти на зазначені зміни залежить від форми знаходження конкретної сполуки, її концентрації та інтенсивності впливу.

Відомо, що нітроген амонійний у воді присутній в двох формах – іонізованій ( $\text{NH}_4^+$ ) – амонію та неіонізованій ( $\text{NH}_3$ ) – аміаку. Найбільшу небезпеку становить зростання концентрації кінцевого продукту амоніфікації – аміаку. Хоча аміак бере участь у біосинтезі нітрогенвмісних речовин у клітині, його надлишок у гідроекосистемі негативно впливає на гідробіонтів. Токсичні властивості аміаку



проявляються за концентрації від 0,2 мг/дм<sup>3</sup> [72, 90]. Проте реакції гідробіонтів на дію аміаку видоспецифічні. Наприклад, для видів прісноводних кісткових риб 96-год медіальна летальна концентрація (LC<sub>50</sub>) амонію розподіляється наступним чином: короп звичайний (*Cyprinus carpio* L.) – 22 мг NH<sub>3</sub>/дм<sup>3</sup>, малоротий окунь (*Micropterus dolomieu* L.) – 0,69–1,8 мг NH<sub>3</sub>/дм<sup>3</sup>, сонячний окунь (*Lepomis auritus* L.) – 0,55–3,0 мг NH<sub>3</sub>/дм<sup>3</sup>, каналний сом (*Ictalurus punctatus* R.) – 0,5–3,8 мг NH<sub>3</sub>/дм<sup>3</sup> [58, 64, 67]. Інші значення для риб має 96-год медіальна летальна концентрація (LC<sub>50</sub>) нітрогену амонійного і змінюється у напрямку: карась сріблястий (*Carassius gibelio* B.) – 120,3 мг N/дм<sup>3</sup> → лящ звичайний (*Abramis brama* L.) – 0,41 мг N/дм<sup>3</sup> → краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* L.) – 0,36 мг N/дм<sup>3</sup> → плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.) – 0,35 мг N/ дм<sup>3</sup> → окунь річковий (*Perca fluviatilis* L.) – 0,29 мг N/дм<sup>3</sup> [60, 91].

Відомо, що аміак швидше ніж амоній проникає через клітинні мембрани, однак їхній вплив залежить від виду та особливостей будови вищих водних рослин. Зокрема, занурені види мають найбільший контакт з водою, тому підвищенні концентрації амонію у воді зазвичай негативно впливають на метаболізм Карбону та Нітрогену у їхніх клітинах і пригнічують швидкість росту, змінюють загальний стан рослини. Так, дослідження впливу аміаку на вміст неструктурних вуглеводів у пагонах роголистника темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum* L.) встановили зниження вмісту неструктурних вуглеводів, розчинного цукру, сахарози, фруктози та крохмалю. Крім того, токсична дія на *C. demersum* зростає за підвищення рН у воді [69, 70].

Негативна дія аміаку на біоту посилюється при підвищенні температури води, зміни значення рН, вмісту кисню та інших важливих показників хімічного складу води. Проте найбільший вплив на утворення форми амонію чи аміаку здійснює рН. Збільшення кислотності води призводить до зменшення міграційної спроможності амонію, що пов'язане з його нестійкістю NH<sub>4</sub><sup>+</sup> в умовах окиснення. При взаємодії з киснем він переходить у нітрит-іон, а потім у нітрат-іон [74].

Нітрити у водному середовищі знаходяться в молекулярній (HNO<sub>2</sub>) та іонній (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) формах. Вміст нітрит-іону зазвичай зростає за умов зменшенням

pH, проте, якщо pH має значення нижче 7, то відбувається незначне зниження концентрації вмісту  $\text{NO}_2^-$ , що зумовлено його окисненням. Водночас зменшенням pH зумовлює збільшення вмісту нітрат-іону [74]. Крім того, під час окиснення нітрогенвмісних сполук вміст розчиненого кисню у воді знижується на 22–44% від загальної його кількості, що зумовлює посилення їхньої міграції з донних відкладень [43, 55].

Видова чутливість до вмісту нітратів та інших компонентів води притаманна і для фітопланктону. Зокрема, за високих концентрацій нітратів та фосфору фосфатів в культуральному середовищі зафіксовано збільшення чисельності, питомої швидкості росту та приросту біомаси у *Tetradesmus dimorphus* (Turpin) M.J.Wynne, а у *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E.Hegewald, навпаки, за більш низького їхнього вмісту [28]. У дослідженнях [21] зелені мікроводорості в умовах культур найчастіше засвоювали амоній. Також відмічено, що форма Нітрогену впливає на збільшення біомаси зеленими мікроводоростями. Дуже висока продуктивність виявлена для культур *Ankistrodesmus fusiformis* і *Scenedesmus acuminatus* за умови вирощування їх на вуглеамонійних солях, що спричиняє істотне зростання зоопланктону [21].

На відміну від видів відділу *Chlorophyta*, високі концентрації амонію знижують показники чисельності та біомаси видів відділу *Cyanobacteria*, або навіть зумовлюють відмирання внаслідок їхньої низької активності щодо детоксикації аміаку [21]. Хоча амоній вважається дуже ефективним з точки зору використання енергії, проте, тривале засвоєння лише  $\text{NH}_4^+$  зумовлює втрати в клітинах біоти катіонів ( $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{K}^+$ ) і відповідно дисбаланс поживних речовин. Саме тому почергове поглинання амонію, нітритів та нітратів зменшує токсичність амонію для видів [65, 73, 87].

Перебудову структури фітопланктону зумовлює не тільки вміст неорганічних сполук Нітрогену, але і співвідношення між ними. Так, додавання у середовище лише нітратів зумовлює збільшення кількості *Cyanobacteria*, а внесення амонію стимулює вегетацію насамперед видів *Chlorophyta*, проте, регуляція співвідношення між цими формами Нітрогену посилює розвиток то

одного, то іншого відділу фітопланктону. За таких умов змінюється чисельність, біомаса, а також видова структура. Варто зауважити, що за умови внесення амонію найшвидше зростає біомаса хлорококових та вольвоксових (наприклад, *Chlamydomonas sp.*), а у видів *Aphanizomenon flos-aquae* і *Anabaena flos-aquae*, навпаки, знижується. За дуже високих концентрацій амонію види *Cyanobacteria* зовсім зникають з угруповань [21]. Посилення ролі дрібноклітинних центричних діатомових зафіксували у фітопланктоні озер під час зростання концентрації загального Нітрогену та фосфору фосфатів [56].

Відгук фітопланктону на збільшення вмісту амонію у воді дніпровських водосховищ здебільшого характеризується видоспецифічністю, а збільшення концентрації нітратів стимулює розвиток видів [81].

Процеси асиміляції і трансформації неорганічних сполук Нітрогену під час репродукції фітопланктону в середовищі мають добові зміни за різної концентрації амонію, нітритів та нітратів. Так, обернена залежність впродовж доби зафіксована між концентрацією  $\text{NO}_3^-$  і  $\text{NH}_4^+$  та кількістю клітин *Chlorella vulgaris* і *Microcystis aeruginosa*, проте, для  $\text{NO}_2^-$  цей взаємозв'язок як прямий так і обернений. Зокрема, прямий зв'язок встановлено для представників *Chlorophyta*, а обернений – для *Cyanobacteria*. Також за використання різних форм Нітрогену виявлено зміщення у часі максимумів чисельності клітин водоростей [21].

Під час асиміляції клітинами водоростей неорганічних сполук Нітрогену ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) відбувається накопичення у природній воді нітритів, що найчастіше пов'язують зі зростанням біомаси фітопланктону. Швидкість поглинання та виділення нітритів насамперед залежить від складу домінуючого комплексу фітопланктону. Під час домінування відділів *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* збільшується інтенсивність виділення  $\text{NO}_2^-$  у середовище, а при домінуванні *Cyanobacteria* зростає поглинання нітритів. Найактивніше відбувається процес виділення та поглинання за помірної біомаси фітопланктону [21]. Водночас домінування представників одних чи інших відділів фітопланктону залежить від неорганічних сполук Нітрогену та фосфору у воді, тому зростання їхніх концентрацій та співвідношення між ними визначає домінантів та

субдомінантів у водному об'єкті. Наприклад, зміна концентрацій неорганічних сполук Нітрогену зумовлює перебудову домінуючого комплексу фітопланктону у воді ставків. Так, за вищого вмісту неорганічних сполук Нітрогену та органічних речовин у гідроекосистемах домінують евгленові (восени) і дрібноклітинні зелені водорості (переважно влітку), а за низького – діатомові. Також підвищення концентрації неорганічних сполук Нітрогену стимулює зростання біомаси і чисельності, насамперед, зелених водоростей, а органічної речовини – евгленових [26]. Відповідно раптове зростання чисельності та біомаси домінантних видів, в тому числі і тих, які викликають «цвітіння» води, зумовлює порушення існуючих консортивних зв'язків, балансу видів (співвідношення представників різних відділів) та погіршує якість води [46, 51, 52, 62].

До найбільш відомих родів, що викликають «цвітіння» води при оптимальних для них концентраціях неорганічних сполук Нітрогену та фосфатів, належать *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* та *Microcystis*. Токсичність водоростей залежить від виду та стану і швидкості розпаду їхніх клітин. Наприклад, дія *Microcystis aeruginosa* зумовлена двома токсинами – перший утворюється у самій водорості (ендотоксин), а другий – виділяється бактеріями-супутниками. Виділяючи токсини представники відділу *Cyanobacteria* впливають на гідробіоти, особливо рибу, порушують процеси самоочищення гідроекосистем, а також пригнічують процеси життєдіяльності нітрифікуючих бактерій, що вповільнює цикл Нітрогену. Оскільки за таких умов процес мінералізації завершується вже на першій фазі та призводить до суттєвого зниження вмісту сполук Нітрогену у воді [88, 92]. Також «цвітіння» води викликають види відділу *Bacillariophyta*. Наприклад, роди *Asterionella*, *Stephanodiscus*, *Melosira* та *Synedra*. Під час «цвітіння» *Bacillariophyta* змінюється забарвлення води до жовтувато-коричневого кольору, що призводить до зниження її прозорості та вповільнення процесу фотосинтезу [24].

Проведено низку досліджень в штучних та природних умовах, що демонструє реакцію різних видів на вміст нітрогеновмісних сполук у воді та прояви їх адаптивного потенціалу, однак відгук водоростей суттєво відрізняється

у різних типах гідроекосистемах, особливо під час порушень циклу Нітрогену. Найпомітнішими екологічними наслідками таких порушень є перевищення граничнодопустимих концентрації неорганічних сполук Нітрогену, зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати, раптове збільшення чи зменшення видового багатства, чисельності та біомаси, домінування і субдомінування видів фітопланктону, особливо тих, які продукують високі концентрації токсичних речовин, викликають «цвітіння» води та відповідно погіршують її якість.

### **Висновки до першого розділу**

Основними джерелами надходження сполук Нітрогену до гідроекосистем є збільшення об'ємів скиду стічних вод та їхнє недостатнє очищення, облаштування тваринних комплексів, підприємств, комбінатів, ведення комунального та сільського господарства з порушенням вимог до таких об'єктів, атмосферні опади, спалахи блискавки, лісові пожежі, спалювання викопних видів палива, внесення добрив до ґрунтів, а також водних об'єктів з метою забезпечення зростання обсягів виробництва товарної рибної продукції, процеси життєдіяльності та відмирання біоти. Постійне зростання обсягів надходження нітрогенвмісних сполук з точкових та дифузних джерел зумовлює порушення циклу Нітрогену.

Колообіг Нітрогену здійснюється завдяки процесам амоніфікації, нітрифікації, денітрифікації та азотфіксації, швидкість проходження яких визначається температурними умовами, вмістом кисню, рН, рівнем забруднення, станом і розвитком біоти, особливо фітопланктону та іншими чинниками.

Різні ступені окиснення Нітрогену забезпечують багато форм його знаходження у середовищі. Найвища рухливість притаманна неорганічним сполукам Нітрогену, що сприяє їхньому швидкому розповсюдженню між компонентами гідроекосистеми. Порушення циклу Нітрогену, що зумовлює перевищення граничнодопустимих концентрацій  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , а також зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати, насамперед впливає

на продуценти – фітопланктон і вищу водну рослинність, а також на редуценти – бактеріопланктон. Вони регулюють газовий та хімічний режими водойми, тому будь які зміни автотрофної ланки впливають на весь ланцюг живлення у гідроекосистемі. За коливань нітрогенвмісних сполук та їхнього співвідношення у воді змінюється видове багатство, чисельність, біомаса фітопланктону і спостерігаються піки чисельності чи навпаки, суттєве зниження показників різних мешканців гідроекосистеми. Саме тому, до важливих екологічних наслідків порушень циклу Нітрогену належать помітні зміни структурно-функціональних показників фітопланктону, видового багатства, чисельності, біомаси тощо.

### Список використаних джерел до першого розділу:

1. Басараба І.В. Вплив антропогенного навантаження на басейни малих річок України. *Topical issues of modern science, society and education. Proceedings of the 7th International scientific and practical conference. SPC "Sci-conf.com.ua"* (January 29–31, 2022). Kharkiv, Ukraine. 2022. С.126–131.
2. Бедункова О.О. Диференційована оцінка якості поверхневих вод річок Рівненської області. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2016. № 14–15. С. 25–40.
3. Бедункова О.О., Кузнецов П.М. Факторний аналіз динаміки азотних речовин води річки Стир у зоні впливу Рівненської АЕС. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія «Сільськогосподарські науки»*. 2023. Вип. 1(101). С. 3–17.
4. Бедункова О.О., Статник І.І., Вознюк Н.М. Аналіз навантаження біогенами водної екосистеми річки Горинь. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія «Сільськогосподарські науки»*. 2021. Вип. 4(96). С. 3–13.
5. Бикова С.П., Рибак О.Д., Макаренко Г.І., Ільмінський В.О., Купін А.І., Суворін О.В. Вдосконалення контролю біологічної очистки стічних вод від сполук азоту. *Вісник Східноукраїнського національного університету ім. Володимира Даля*. 2011. № 15 (169). Ч.2. С. 83–88.
6. Бриндзя І. Сезонна динаміка неорганічних сполук нітрогену у воді з криниць на Прикарпатті. *Науковий часопис НПУ ім. М.П. Драгоманова. Серія Біологія: Зб. наук. праць*. К.: НПУ ім. М.П. Драгоманова, 2013. №5. С. 211–217.
7. Бриндзя І., Гойванович Н., Сеньків В. Екологічний стан децентралізованих джерел водопостачання Дрогобицького району. *Acta Carpathica. Збірник наукових праць*. 2024. №1(41). С. 48–58.
8. Бриндзя І.В. Динаміка вмісту нітратів, нітритів та амонію у питній воді Прикарпатського регіону. *Наукові записки Тернопільського національного*

- педагогічного ун-т імені В. Гнатюка. Серія Біологія, 2010. №2 (43). С. 41–46.*
9. Бриндзя І.В., Скробач Т.Б. Якість криничної води Дрогобицької територіальної громади. *Наук. зап. Держ. природознавч. музею. Львів, 2022. Вип. 38. С. 95–106.*
  10. Бриндзя, Н. Гойванович, Л. Білокур. Екологічна характеристика басейну річки Дністер в межах Самбірського району. *Acta Carpathica. Збірник наукових праць. 2022. №1. (37), С. 26–35.*
  11. Василенко О.А., Поліщук О.В., Молька І.В. Вплив на процес денітрифікації органічних речовин. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки. Київ, 2012. Вип. 18. С. 77–83.*
  12. Вовкодав Г.М., Семенов Д.В. Оцінка сучасного стану вод річки Тиса. *Природні ресурси регіону: проблеми використання, ревіталізації та охорони: матеріали III-ого міжнародного наукового семінару. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2018. С. 72–76.*
  13. Волкогон В.В., Дімова С.Б., Волкогон К.І., Комок М.С., Штанько Н.П. Особливості процесу денітрифікації в агроценозах за впливу мінеральних добрив та мікробних препаратів. *Сільськогосподарська мікробіологія. Чернігів, 2009. №10. С. 7–17.*
  14. Воронцов О.О. Стічні води тваринницьких комплексів як субстрат для анаеробної ферментації. *Наукові праці Національного університету харчових технологій. 2016. Т.22, №6. С. 52–65.*
  15. Гандзюра В.П., Клименко М.О., Бедункова О.О. Біосистеми в токсичному середовищі : монографія. Рівне : НУВГП, 2021. 261 с.
  16. Герещун Г.М., Масікевич Ю.Г., Гольонко Р.А. Аналіз забруднення атмосферних опадів домішками на вулицях міста. *Науковий вісник НЛТУ України. 2019. Т. 29, № 1. С. 66–69.*
  17. Гойванович Н.К., Бриндзя І.В. Моніторинг якості криничних вод Жидачівського району Львівської області. *Наук. зап. Держ. природознавч. музею. Львів, 2021. Вип. 37. С. 105–114.*



18. Гойванович Н.К., Бриндзя І.В., Івасівка А.С., Климишин О.С. Моніторинг якості криничних вод Старосамбірського району Львівщини. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2021. Вип. 7 (34). С. 151–156.
19. Дудник С.В., Євтушенко М.Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування: монографія. К.: Вид-во Українського фітосоціологічного центру, 2013. 297 с.
20. Карабин В.В., Рак Ю.М. Хімічний склад атмосферних опадів в околицях м. Борислава. *Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища*. К.: ІГНС, 2016. Вип.26. С. 41–49.
21. Клоченко П. Д. Метаболізм азоту у прісноводних водоростей та його роль у формуванні їх угруповань і якості води: дис. на здобуття наук. ступеня д.б.н.: 03.00.17. Київ, 2002. 38 с.
22. Ковальчук В.А. Біологічна нітрифікація-денітрифікація у стічних водах із високими концентраціями амонійного азоту. *Комунальне господарство міст* 2012. №105. С. 315–319.
23. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод. Рівне: Рівненська друкарня, 2002. 622 с.
24. Корчагін О.П. Наукове обґрунтування регулювання процесів евтрофікації водних об'єктів (на прикладі річки Ворскли). *Вісник ПДАА*. 2020. № 3. С. 150–158.
25. Кофонов К., Потрохов О.С., Зінковський О.Г. Вплив амонійного азоту на біохімічні показники молоді карася сріблястого (*Carassius auratus Gibelio* V.). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія : Біологія*. 2019. №1. С.61–68.
26. Кравцова О.В., Щербак В.І., Лінчук М.І. Закономірності формування фітопланктону за різних концентрацій біогенних елементів та органічної речовини. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Біологія*. 2019. № 1 (75). С. 43–51.
27. Кульбач М.О., Клімкіна І.І. Дослідження можливості зменшення

- фосфатного забруднення поверхневих річок із застосуванням *Chlorella vulgaris*. *Екологічні науки : науково-практичний журнал*. 2022. № 6(45). С. 26–31.
28. Леконцева Т.І. Трансформація азотвмісних сполук та їх вплив на життєдіяльність гідробіонтів в штучних системах: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.17 «Гідробіологія». Київ, 2008. 24 с.
29. Леонтєва Т.О., Крот Ю.Г., Усенко О.М. Фізіолого-біохімічний стан зелених мікроводоростей (*Chlorophyta*) за різного навантаження культурального середовища біогенними елементами. *Гідробіологічний журнал*. 2024. Т. 60. № 3. С. 50–61.
30. Лобода Н.С., Катинська І.В. Визначення антропогенних навантажень та екологічних ризиків в басейні р. Кривий Торець (за програмою підтримки ЄС водної політики України). *Український гідрометеорологічний журнал*. 2020. Вип. 25. С. 81–92.
31. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М., Артеменко В.А. Визначення чинників формування біогенного складу річки Десни за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2016. № 269. С. 86–93.
32. Маджд С.М., Кіпніс Л.С., Франчук Г.М. Перспективи розробки методів біотестування для контролю впливу на довкілля авіатранспортних процесів. *Наука та молодь*. К.: НАУ, 2003. С. 125–129.
33. Макрушин М.М., Макрушина Є.М., Петерсон Н.В., Мельников М.М. Фізіологія рослин. / за ред. М.М. Макрушина. Вінниця : Нова Книга, 2006. 416 с.
34. Машак Я., Нагірняк Т., Мізерник Д. та ін. Теорія і практика луківництва: монографія. Дрогобич : Коло, 2011. 374 с.
35. Мельник В. Й., Толочик І. Л. Динаміка забруднення води річки Стир в межах Рівненської області. *Біологія та валеологія: зб. наук. пр.* Харків: ХНПУ, 2017. Вип. 19. С. 179–188.

36. Мельник В.Й. Екологічний аспект питного водопостачання міста Рівне. *Природнича освіта та наука*. 2023. Вип. 2. С. 84–90.
37. Мельник В.Й., Толочик І.Л. Моніторинг продуктивності річок України (на прикладі р. Стир): монографія. Рівне: О. Зень, 2023. 187 с.
38. Методичні рекомендації щодо визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод / Вихрист С., Мудра К., Осійський Е., Скоблей М., Ярошевич О. Держводагентство. 2018. 21 с.
39. Надкернична О.В. Здатність діазотрофів до формування асоціативних систем з рослинами озимого жита. *Агроекологічний журнал*. 2003. № 3. С. 17–20.
40. Надкернична О.В. Функціонування асоціативної системи діазотрофи-озиме жито залежно від сортових особливостей рослин. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2007. № 6. С. 7–18.
41. Наказ Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України «Про затвердження Методики визначення зон, вразливих до (накопичення) нітратів» № 244 від 15.04.2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0776-21#Text> (дата звернення: 25.05.2022).
42. Осадча Н.М., Осадчий В.І., Осипов В.В., Білецька С.В., Ковальчук Л.А., Артеменко В.А. Методика виділення зон, вразливих до забруднення поверхневих і підземних вод нітратними сполуками. *Український географічний журнал : науково-теоретичний журнал*. 2020/2. №4. С. 38–48.
43. Осадчий В.І., Осадча Н.М. Кисневий режим поверхневих вод України. *Наукові праці УкрНДГМІ*. Вип. 256. Київ, 2007. С. 265–285.
44. Патика В.П., Гнатюк Т.Т., Булеца Н.М., Кириленко Л.В. Біологічний азот у системі землеробства. *Землеробство : міжвід. темат. наук. зб.* Київ, 2015. Вип. 2. С.12–20.
45. Романенко В.Д. Основи гідроекології. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
46. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Вплив сполук Нітрогену на формування угруповань фітопланктону озера Засвітське. *Науково-практичний*

- журнал «Екологічні науки». Київ, 2023. Вип. №2(47). С. 73–82.
- 47.Суходольська І.Л., Басараба І.В. Основні джерела надходження сполук Нітрогену до водних екосистем. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2022. Вип. №43. С. 65–69.
- 48.Суходольська І.Л., Басараба І.В., Батьковець Я.І. Роль вищої водної рослинності у формуванні екологічного стану гідроекосистем. Регіональні геоекологічні проблеми в умовах сталого розвитку. *Збірник наукових праць IV Міжнар. наук.-практ. конференції (Рівне, 22–24 вересня 2020 р.)* / Голова редкол. проф. Д.В. Лико [та ін.]. Рівне: видавець О. Зень, 2020. С. 160–163.
- 49.Суходольська І.Л., Грубінко В.В. Механізми підтримання гомеостазу Нітрогену та його вторинне використання у гідроекосистемах : монографія. Київ: Видавничий дім «Кондор», 2019. 192 с.
- 50.Толочик І. Л., Мельник В. Й. Сучасний стан якості води в р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного ун-ту ім. Лесі Українки. Сер.: Біол. науки*. Луцьк, 2017. №7 (356). С. 90–94.
- 51.Толочик І.Л. Сучасний стан флори р. Стир. *Вісник Сумського національного аграрного ун-ту. Сер.: Агронія і біологія*. Суми, 2021. №4. С. 68–75.
- 52.Толочик І.Л., Мельник В.Й. Species composition of hydrophilic flora of the freshwater ecosystem. *Scientific World Journal*. 2022. Вип. №16. С. 104–114.
- 53.Толочик І.Л., Мельник В.Й. Проблеми екологічного стану середніх річок Рівненської області. Колективна монографія *Actual problems of natural sciences: collective monograph*. Riga, Latvia: Izdevniecība «Baltija Publishing», 2020. P. 203–222.
- 54.Ухань О.О., Осадча Н.М. Оцінка антропогенного навантаження біогенними елементами та органічними речовинами у басейні р. Тетерів. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2021. № 1 (59). С.58–63.
- 55.Федоненко О.В., Єсіпова Н.Б., Шарамок Т.С. та ін. Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах: монографія. Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2008. 276 с.
- 56.Шелюк Ю., Житова О., Курин Н. Особливості формування озерного

- фітопланктону. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія: Біологічні науки*, 2019. 4 (388). С. 17–23.
57. Abdalla A., El-Shebly, Heba Allah M.J. Gad Effect of chronic ammonia exposure on growth performance, serum growth hormone (GH) levels and gill histology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Microbiol. Biotech. Res.* 2011. Vol. 1(4). P. 183–197.
58. Ashe D. et al. Technical Notes: Toxicity of Ammonia to Fingerling White Bass: Effect of Selected Environments on Uptake Dynamics. *The Progressive Fish-Culturist*. 1996. Vol. 58. № 4. P. 277–280.
59. Baker M.A., Guzman G., Ostermiller J.D. Differences in nitrate uptake among benthic algal assemblages in a mountain stream. *J. of the North Amer. Benthol. Soc.* 2009. Vol. 28. № 1. P. 24–33.
60. Ball I. R. The relative susceptibilities of some species of fresh-water fish to poisons. I. Ammonia. *Water Research*. 1967. Vol. 1. № 11–12. P. 767–775.
61. Banerjee M., Ballal A., Apte S.K. Mn-catalase (Alr0998) protects the photosynthetic, nitrogen-fixing cyanobacterium *Anabaena PCC7120* from oxidative stress. *Environ Microbiol.* 2012. Vol. 14(11). P. 2891–2900.
62. Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev: University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.
63. Berntzon L., Erasmie S., Celepli N., Eriksson J., Rasmussen U., Bergman B. BMAA inhibits nitrogen fixation in the cyanobacterium *Nostoc sp.* PCC 7120. *Mar Drugs*. 2013. Vol. 11. № 8. P. 3091–4108.
64. Boudreaux P.J., Ferrara A.M., Fontenot Q.P. Acute toxicity of ammonia to spotted gar, *Lepisosteus oculatus*, alligator gar *Atractosteus spatula*, and paddlefish, *Polyodon spathula*. *Journal of the World Aquaculture Society*. 2007. Vol. 38. №2. P. 322–325.
65. Britto D.T., Kronzucker H.J.  $\text{NH}_4^+$  toxicity in higher plants: a critical review. *J. Plant Physiol.* 2002. Vol. 159. P. 567–584.

66. Bulgakov N.G., Levich A.P. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für Hydrobiologie*. 1999. Vol. 146, Issue 1. P. 3–22.
67. Colt J., Tchobanoglous G. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *Aquaculture*. 1976. Vol. 8. № 3. P. 209–224.
68. Dolina L.F. Wastewater treatment from biogenic elements: a monograph. Dnepropetrovsk : Continent, 2011. 198 p.
69. Gao J., Li L., Hu Z., Zhu S., Zhang R., Xiong Z. Ammonia stress on the carbon metabolism of *Ceratophyllum demersum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2015. Vol. 34(4). P. 843–849.
70. Gao, J., Li, L., Hu, Z., Yue, H., Zhang, R., Xiong, Z. Effect of ammonia stress on nitrogen metabolism of *Ceratophyllum demersum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2016. Vol. 35(1). P. 205–211.
71. Grimm N.B., Petrone K.C. Nitrogen fixation in a desert stream ecosystem. *Biogeochemistry*. 1997. Vol. 37. № 1. P. 33–61.
72. Gupta V. K. et al. Removal of ammonium ions from wastewater: A short review in development of efficient methods. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 2015. Vol. 1. № 2. P. 149–158.
73. Hachiya T., Watanabe C.K., Fujimoto M., Ishikawa T., Takahara K., Kawai-Yamada M., Uchimiya H., Uesono Y., Terashima I., Noguchi K. Nitrate addition alleviates ammonium toxicity without lessening ammonium accumulation, organic acid depletion and inorganic cation depletion in *Arabidopsis thaliana* shoots. *Plant Cell Physiol*. 2012. Vol. 53(3). P. 577–591.
74. Hasan M. A. Investigation on the Nitrogen Fixing Cyanobacteria (BGA) in Rice Fields of North-West Region of Bangladesh. I: Nonfilamentous. *J. Environ. Sci. & Natural Resources*. 2012. Vol. 5(2). P. 185–192.
75. Henderson-Sellers B., Markland H.R. Dying lakes. Causes and control of anthropogenic eutrophication. *Jl.*, 1990. 280 p.
76. Hense I., Beckmann A. The representation of cyanobacteria life cycle processes

- in aquatic ecosystem models. *Ecological Modelling*. 2010. Vol. 221. № 19. P. 2330–2338.
77. Ho C.M., Tseng S.K., Chang Y.J. Autotrophic denitrification via a novel membrane-attached biofilm reactor. *Letts. Appl. Microbiol.* 2002. Vol. 35. P. 481–485.
78. Inglett P.W., Reddy K.R., McCormick P.V. Periphyton chemistry and nitrogenase activity in a northern Everglades ecosystem. *Biogeochemistry*. 2004. Vol. 67. №2. P. 213–233.
79. Knowles B. Denitrification. *Microbiol. Rev.* 1992. Vol. 46. № 1. P. 43–70.
80. Kumarasinghe K.S., Eskew D.L. Nitrogen balance studies in Azolla/rice cropping systems. *Isotopic Studies of Azolla and Nitrogen Fertilization of Rice*. Vol. 51. 1993. P. 79–86.
81. Kureyshevich A. V. Response of Phytoplankton of Eutrophic Reservoirs to the Increase in the Content of Phosphorus and Nitrogen in Their Waters. *Hydrobiological Journal*. 2005. Vol. 41. № 6. P. 3–22.
82. Maps of the Danube River Basin District Management Plan 2015. URL: <https://www.icpdr.org/main/publications/maps-danube-river-basin-district-management-plan-2015> (дата звернення: 12.06.2022).
83. Moussa V.S. Nitrification in Saline Industrial Wastewater: Dissertation for The Degree Doctor of Philosophy. *Delft University of Technology*, Delft, Netherland, 2004. 176 p.
84. Muro-Pastor A. M. The heterocyst-specific NsiR1 small RNA is an early marker of cell differentiation in cyanobacterial filaments. *MBio*. 2014. Vol. 5(3). P. 1079–1084.
85. Ollivier J., Töwe S., Bannert A. et al. Nitrogen turnover in soil and global change. *FEMS Microbiol Ecol*. 2011. Vol. 78. № 1. P. 3–16.
86. Peoples M.B., Brockwell J., Herridge D. F. et al. The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis*. 2009. Vol. 48. №1. P. 1–17.
87. Ruan Z., Giordano M. The use of  $\text{NH}_4^+$  rather than  $\text{NO}_3^-$  – affects cell

- stoichiometry, C allocation, photosynthesis and growth in the cyanobacterium *Synechococcus sp.* UTEX LB 2380, only when energy is limiting. *Plant, Cell & Environment*. 2017. Vol. 40. № 2. P. 227–236.
88. Sirenko L. A., Kirpenko Yu. A. Biologically Active Metabolites of BlueGreen Algae and Their Role in Epidemiology. In *Hydrobiological Journal*. 2000. Vol. 36. Issue 5. P. 14.
89. Talley S.N., Talley B.J., Rains D.W. Nitrogen Fixation by Azolla in Rice Fields. *Genetic Engineering for Nitrogen Fixation*. 1977. Vol. 9. P. 259–281.
90. Tomasso J. R. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. *Reviews in Fisheries Science*. 1994. Vol. 2. № 4. P. 291–314.
91. Wang H. J. et al. Effects of high ammonia concentrations on three cyprinid fish: Acute and whole-ecosystem chronic tests. *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 598. P. 900–909.
92. Yan M., Chen S., Huang T., Li B., Li N., Liu K., Zong R., Miao Y., & Huang X. Community Compositions of Phytoplankton and Eukaryotes during the Mixing Periods of a Drinking Water Reservoir: Dynamics and Interactions. In *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2020. Vol. 17. Issue 4. P. 1128.



## РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 2.1. Загальна характеристика об'єктів дослідження

В основу дисертаційної роботи покладено результати експериментальних досліджень отриманих упродовж 2022–2023 рр. на чотирьох гідроекосистемах – природних (річка, озеро) та штучних (водосховище, кар'єр).

Дослідженням охоплено гідроекосистеми, які розташовані у різних фізико-географічних районах, а саме:

– р. Стубелка, с. Варковичі Дубенського району Рівненської області (пункт відбору проб води: 50°28'12.4"N 25°58'03.9"E);

– Хрінницьке вдсх., с. Боремель Дубенського району Рівненської області (пункт відбору проб води: 50°27'54.0"N 25°12'02.6"E);

– оз. Засвітське, с. Млин Вараського району Рівненської області (пункт відбору проб води: 51°52'35.0"N 25°44'10.1"E);

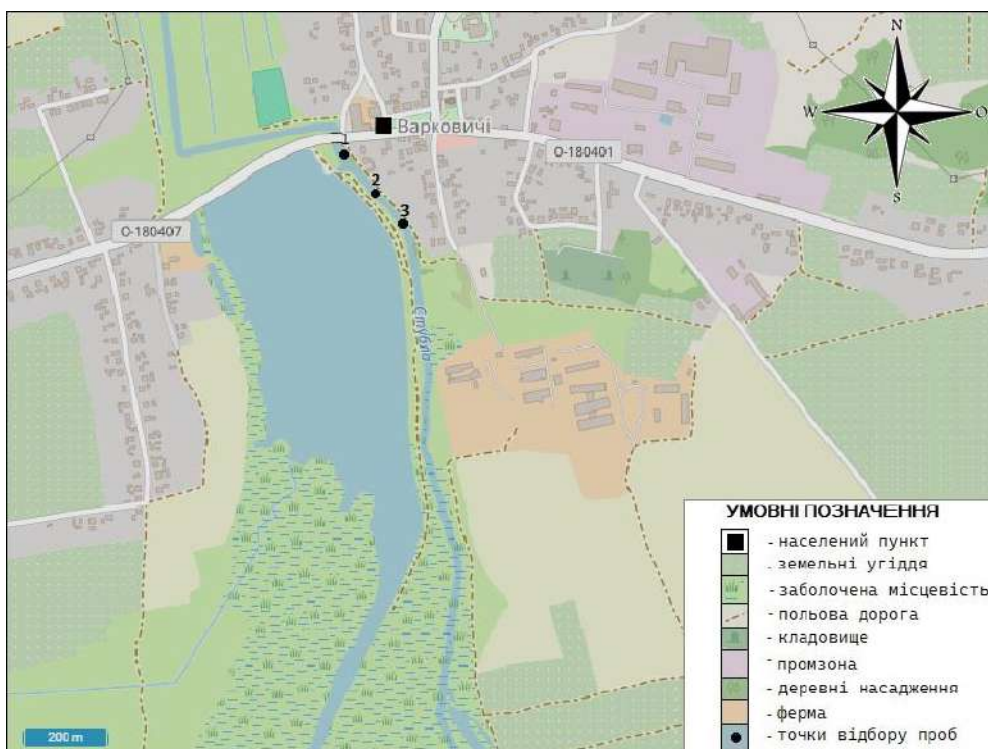
– водойма Морозівського кар'єру, поблизу с. Морозівка Рівненського району Рівненської області (пункт відбору проб води: 50°39'13.6"N 27°09'45.1"E).

Відповідно до особливостей впливу людини зазначені об'єкти умовно розділені на природні, змінені, істотно змінені та штучні. Зокрема, оз. Засвітське віднесено до природних, р. Стубелка – до змінених (русло значно зарегульоване ставками), Хрінницьке вдсх. – до істотно змінених (водосховище декілька разів спрацьовували. У 1989 р. здійснено повне спрацювання водосховища до рівня мертвого об'єму), а водойма Морозівського кар'єру – до штучних водних об'єктів (водойма утворилася внаслідок затоплення території після видобутку покладів граніту). Зазначена типізація гідроекосистем у цілому відповідає Водній рамковій директиві ЄС (ВРД ЄС), яка тлумачить «істотно змінений водний об'єкт» як поверхневий водний об'єкт, характер якого був істотно змінений внаслідок фізичних змін, спричинених людською діяльністю», а «штучний водний об'єкт» як поверхневий водний об'єкт, створений внаслідок діяльності людини» [9].

Усі водні об'єкти відносяться до суббасейну р. Прип'ять, басейну р. Дніпро.

**Стубелка (Стубазка)** – річка, яка протікає територією Дубенського та

Рівненського районів (за новим адміністративним районуванням) Рівненської області. Витік р. Стубелка бере початок в західній частині с. Білашів на північних схилах Мізоцького кряжу. Річка є лівою притокою р. Горинь (суббасейн р. Прип'ять, басейн р. Дніпро). Довжина р. Стубелка становить 86 км, площа водозбірного басейну 1350 км<sup>2</sup> (велика: >1 000 до 10 000 км<sup>2</sup>). Похил річки 1,4 м/км. Середні висоти характерні для витoku річки – 285 м, а у нижній течії – 164 м. Код типу масиву – UA\_R\_16\_M\_1\_Si (екорегіон – східні рівнини; річка на низовині, силікатні породи) (рис. 2.1).



**Рис. 2.1. Картохема відбору проб води р. Стубелка**

Річка має коритоподібну долину, двобічну заплаву шириною близько 0,8–1,0 км, найчастіше заболочену. Ширина річища р. Стубелка від 5–8 до 20 м, а глибина 1,2–1,5 м. Річище р. Стубелка звивисте, на значній протяжності випрямлене, але зарегульоване. Дуже багато споруджено ставків у русловій частині. Основними забруднювачами р. Стубелка є скиди КЗ «Ясининицький навчально-реабілітаційний центр» с. Ясининичі Рівненського району (об'єм скидання зворотних вод 0,5–2,4 млн м<sup>3</sup> / 2020–2022 рр.) та підприємства Клевань «Комунсервіс» смт Клевань Рівненського району (об'єм 19,3–24,9 млн м<sup>3</sup> / 2020–

2022 рр.). У населеному пункті Варковичі, поблизу пунктів відбору проб, розташоване підприємство ТМ «Століт» Ізотерм-С ПП ТОВ, що виробляє та реалізовує товари для системи утеплення та будівельні матеріали. Крім того, вздовж берегової смуги розташований 31 населений пункт, що здійснює антропогенне навантаження на річку [10, 15, 26].

Для території, якою протікає річка найбільш характерні чорноземи опідзолені, чорноземи неглибокі слабогумусовані та малогумусні, ясно-сірі, сірі та темно-сірі опідзолені ґрунти [11, 15]. Найбільш поширеними видами вищої водної рослинності є *Ceratophyllum demersum* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та *Typha angustifolia* L.

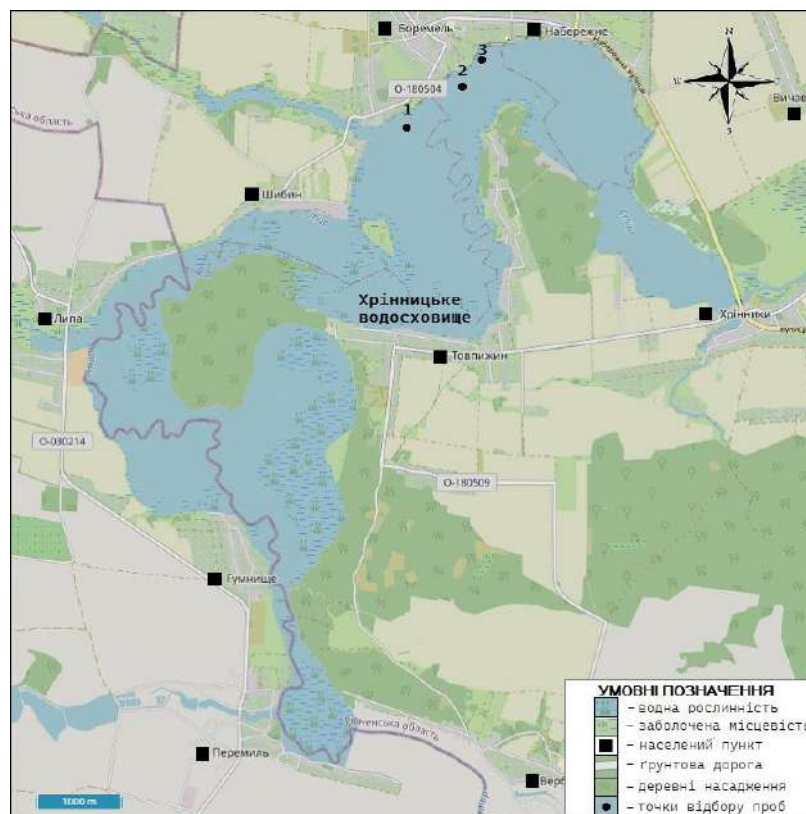
**Хрінницьке водосховище** – побудоване розширенням русла р. Стир у 1957 році з метою будівництва ГЕС. Водосховище розташоване в адміністративних межах Дубенського району (колишнього Демидівського району) Рівненської області та Луцького району (у минулому Горохівського району) Волинської області. Площа водосховища становить 1830 га (18,3 км<sup>2</sup>). Повний об'єм – 22,16 млн м<sup>3</sup>, корисний – 20,39 млн м<sup>3</sup> води. Основне призначення Хрінницького вдсх. – виробництво електроенергії, а також водозабезпечення підприємств, населених пунктів, ведення рибного господарства та для потреб рекреації. Код масиву – UA\_M5.1.4\_0127 (екорегіон – східні рівнини; водосховище розташоване на низовині, силікатні породи). Середня ширина становить 0,8 км, а максимальна – 2,5 км. Середня глибина Хрінницького вдсх. складає 2,0 м, а максимальна – в окремих ділянках досягає 12,0 м. Весняні паводкові води сприяють наповненню водосховища. Крім того, внаслідок високого рівня ґрунтових вод потрібно постійно відкачувати з водосховища воду [7, 15, 26].

За морфометричними ознаками Хрінницьке вдсх. розділяють на верхню, середню та нижню ділянки. Верхня частина є розширеною із залитою заплавою і глибиною 0,5–2,0 м. Середня ділянка більш звужена і глибиною 1,5–4,0 м. Нижня – озероподібна, пригреблева з глибинами до 8,0 м [7, 15, 26]. Для території, що прилягає до водосховища характерні ясно-сірі, сірі та темно-сірі опідзолені ґрунти, чорноземи опідзолені, чорноземи глибокі малогумусні, торфковища

низинні та торфово-болотні ґрунти [11, 15]. Вища водна рослинність переважно представлена такими видами – *P. australis*, *T. angustifolia*, *Typha latifolia* L., *Potamogeton pectinatus* L. та *C. demersum* тощо.

Найбільш поширеними видами риб у водосховищі є плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.), щука звичайна (*Esox lucius* L.), краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* L.), лин звичайний (*Tinca tinca* L.), лящ звичайний (*Abramis brama* L.), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* L.), карась звичайний (*Carassius carassius* L.), карась сріблястий (*Carassius gibelio* B.), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.) та інші [22].

Вздовж Хрінницького вдсх. розташовані численні населенні пункти, що здійснюють антропогенний вплив на водойму. Крім того, водосховище активно використовується для потреб рекреації (облаштовано бази відпочинку), що створює додаткове навантаження на гідроекосистему (рис. 2.2).



**Рис. 2.2.** Картоschema відбору проб води Хрінницького вдсх.

**Засвітське** – озеро карстового походження, що знаходиться поблизу с. Млин Вараського району Рівненської області, а також входить до складу

Нобельського національного природного парку розташованого у північно-західній частині Рівненської області. Площа водного дзеркала оз. Засвітське становить 0,22 км<sup>2</sup>. Максимальна глибина оз. Засвітське складає 16 м, а середня – 12,7 м. Довжина озера 0,62 км, а середня ширина варіює в межах 0,35 км. Площа водозбору складає 0,71 км<sup>2</sup>. Екорегіон – східні рівнини. Розташоване озеро на низовині, органічні породи [15, 26, 40]. Для водозбору озера характерні дерново-слабопідзолисті глейові піщані, глинисто-піщані, лучно-болотні та торфво-болотні ґрунти, а також торфовища низинні [11, 15]. Береги озера вкриті різнотрав'ям, вищою водною та деревною рослинністю (наприклад, *Betula verrucosa* Ehrh., *Pinus sylvestris* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaerth.) [15, 26, 40]. Вища водна рослинність представлена такими видами – *Elodea canadensis* Michx., *P. australis*, *T. latifolia*, *Stratiotes aloides* L., *Myriophyllum spicatum* L. та інші [33]. Поширеними видами риб у озері є щука звичайна (*Esox lucius* L.), лин звичайний (*Tinca tinca* L.), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.) та сазан (короп) (*Cyprinus carpio* L.) тощо. Озеро використовують для рибальства та рекреації (рис. 2.3).

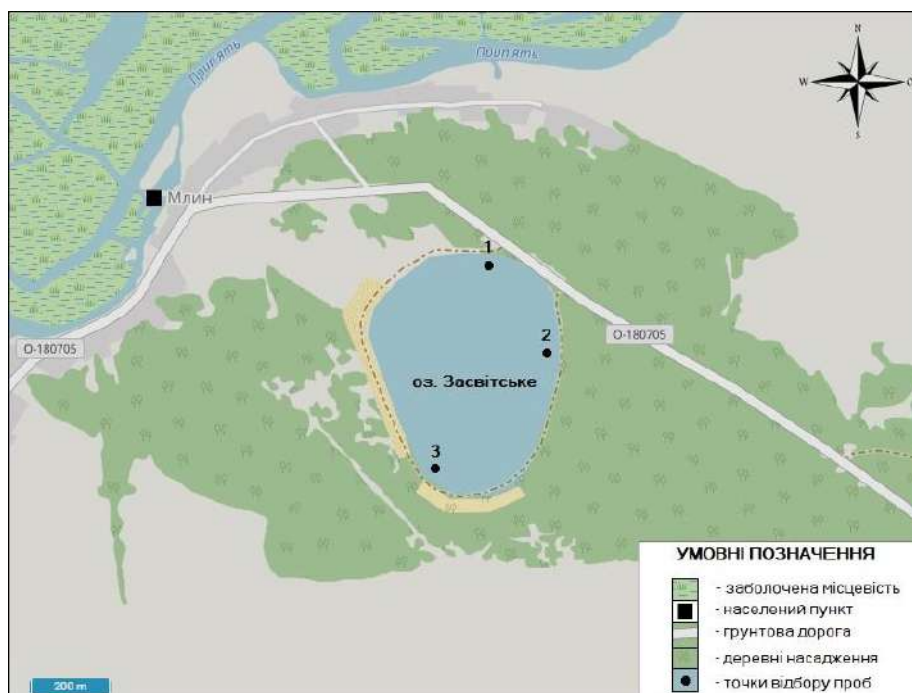
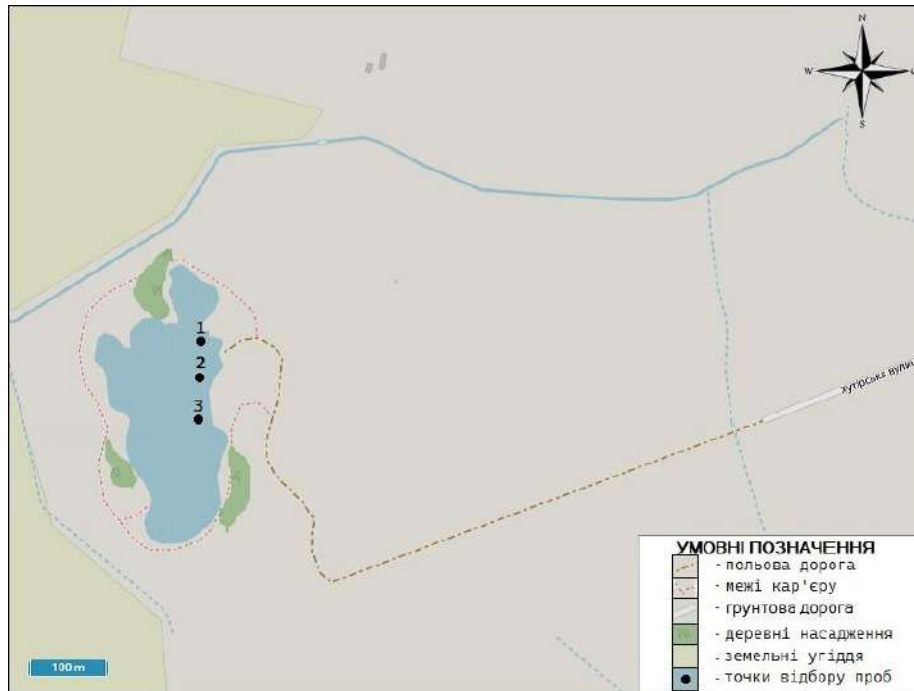


Рис. 2.3. Картосхема відбору проб води оз. Засвітське

Водойма **Морозівського кар'єру** сформувалася внаслідок видобування покладів граніту. Розташована водойма поблизу с. Морозівка Рівненського району

Рівненської області. Водойма має площу 7,8 га (суббасейн р. Прип'ять, басейн р. Дніпро). Екорегіон – східні рівнини (рис. 2.4).



**Рис. 2.4. Картохема відбору проб води з водойми Морозівського кар'єру**

Розташований Морозівський кар'єр на низовині, силікатні породи. Кар'єр має глибину близько 30–40 м [26]. Для території поблизу розташування Морозівського кар'єру характерні ясно-сірі та сірі опідзолені оглеєні ґрунти, сірі опідзолені, чорноземи опідзолені, а також лучні та чорноземно-лучні ґрунти [11, 15]. Вища водна рослинність представлена такими видами – *P. australis*, *T. angustifolia*, *T. latifolia* та інші. Найчастіше Морозівський кар'єр використовують у рекреаційних цілях.

## **2.2. Природні умови**

*Геоморфологія.* Усі досліджувані об'єкти розташовані в межах Рівненської області. Згідно з фізико-географічним районуванням [17], Рівненська область охоплює східні частини Волинського Полісся, Волинської височини, Малого Полісся і західну окраїну Житомирського Полісся. Поверхня області в орографічному плані поділяється на Волинську височину та Поліську низовину, а



на півдні вклинюється в третю географічну область – Мале Полісся. Південна частина Рівненської області частково захоплює ділянку Подільської височини.

У структурному відношенні вся територія області являє собою частину Східноєвропейської платформи. Рівненська область розташована у межах тектонічних структур Українського щита і Волино-Подільської плити. Незначний відсоток території північно-східної окраїни області знаходиться у межах Прип'ятського прогину, а південно-західної окраїни – у межах Галицько-Волинської западини [10, 15, 30].

Для географічного положення Рівненської області характерна загальна рівнинність її поверхні з незначним похилом території з півдня на північ. Розташована область у двох фізико-географічних зонах: мішаних (хвойно-широколистяних) та широколистяних лісів. Рельєф Полісся визначає Південно-поліська область пластово-аккумулятивних рівнин. У межах цієї рівнини виділяються дві фізико-географічні області, а саме Волинське та Житомирське Полісся [31]. Рельєф Волинського Полісся сформований льодовиковими, флювіальними, еоловими та денудаційними комплексами. Також дуже поширеним є органогенний рельєф, насамперед представлений торфовищами з відповідними формами мікрорельєфу. Особливо розвинений цей рельєф на межиріччі Случі та Ствиги, прадolini Стир-Словечна, у басейнах річок Стир та Веселуха, де він накладається на інші форми рельєфу (водно-льодовикові, алювіальні, моренні). У межах Волинського Полісся на території Рівненської області виділяють чотири геоморфологічні райони, які відрізняються походженням та розміщенням типів рельєфу, а також морфологічними особливостями: Верхньоприп'ятська алювіальна (терасна) плоска, дуже слаборозчленована рівнина, Волинська моренно-водно-льодовикова, слабохвиляста, погорбована, слаборозчленована рівнина, Сарненська алювіальна (терасна), плоска, дуже слаборозчленована рівнина та Рожищенсько-Костопільська водно-льодовикова, слабохвиляста, слаборозчленована рівнина, ускладнена карстовою морфоскульптурою [10, 15, 29, 30].

Верхньоприп'ятська алювіальна (терасна) рівнина – це плоска рівнина

складена насамперед алювіальними відкладами р. Прип'ять та її правих приток. Волинське моренно-водно-льодовикове пасмо представлено моренами, що втратили монолітність внаслідок тривалої денудації і представлене окремими валами, горбами та дугами з заболоченими пониженнями. Сарненська алювіальна рівнина – це плоска низовина представлена виповненими алювіальними та флювіогляціальними, насамперед піщаними відкладами, підстеленими палеогеновими пісками, а в окремих ділянках і крейдою. Для даної території характерні неглибокі річкові долини з широкими найчастіше заболоченими заплавами. Рожищенсько-Костопільська водно-льодовикова рівнина межує з Сарненською акумулятивною рівниною на півночі, а на сході обмежена виходами на денну поверхню кристалічного фундаменту. Південна межа Рожищенсько-Костопільської денудаційної рівнини проходить по північній межі поширення лесових порід і добре виявлена в рельєфі уступом Волинської височини [10, 15, 30].

Денудаційний рельєф на кристалічній основі виражений у Житомирському Поліссі. Для цієї території характерні також органогенні, еолові та алювіальні форми рельєфу. У межах Житомирського Полісся Рівненщини виділяють Клесівську акумулятивно-денудаційну водно-льодовикову, слабохвилясту, слаборозчленовану низовинну рівнину та Новоград-Волинську водно-льодовикову зденудовану, хвилясту, слаборозчленовану рівнину [29]. Рельєф Клесівської акумулятивно-денудаційної рівнини сформовано геоморфологічними процесами на кристалічному фундаменті, який складений гнейсами, гранітами, мігматитами; його поверхня підіймається на висоту 160–180 м. На півночі рівнини виражена заболоченість та поширені еолові форми рельєфу. На південь від с. Клесів рельєф денудаційний на кристалічній основі. Денудаційні останці кристалічних порід досить поширені на території Новоград-Волинської рівнини, проте, найчастіше приурочені до долин річок Случ, Корчик, Церем, Смолка, Муха тощо. Загалом характерною особливістю Новоград-Волинської денудаційної рівнини є поширення окремих останців лесових порід (поблизу м. Корець, с. Маринин), де часто зустрічаються яружно-балочні форми рельєфу [3, 10, 15,



30].

Значний відсоток зони широколистяних лісів Рівненської області займає Волинська височина. Геологічну основу Волинської височини становить розмита поверхня крейдових відкладів, які місцями перекриваються пісковиками та вапняками. Особливістю геологічної будови височини є майже суцільне поширення лесовидної товщі (нерозчленовані, середньо-верхньочетвертинні лесовидні супіски та суглинки еолово-делювіального походження). Стійкі до розмиву лесові комплекси та інші чинники сформували яружно-балковий рельєф, що визначає горбистість території. Для території характерні долинні форми рельєфу, створені річковими системами великих приток річок Прип'яті, Стиру та Горині. Також долини річок характеризуються широкими заплавами, супіщано-суглинистими першими надзаплавними терасами та фрагментами вкритих лесовими комплексами других надзаплавних терас [10, 15, 30].

Для західної частини Малого Полісся характерні еолові форми, іноді з невеликими за площею виходами крейди, для яких притаманні ознаки денудаційного рельєфу на карбонатній основі. Звуження території Малого Полісся виражене на схід від долини р. Іква в межах колишніх Здолбунівського і Острозького районів. Цю ділянку називають Острозькою прохідною долиною. Вона має такі ж форми рельєфу, проте, у її межі проникають численні ерозійні останці та відгалуження Мізоцького кряжа на півночі та Кременецьких гір на півдні.

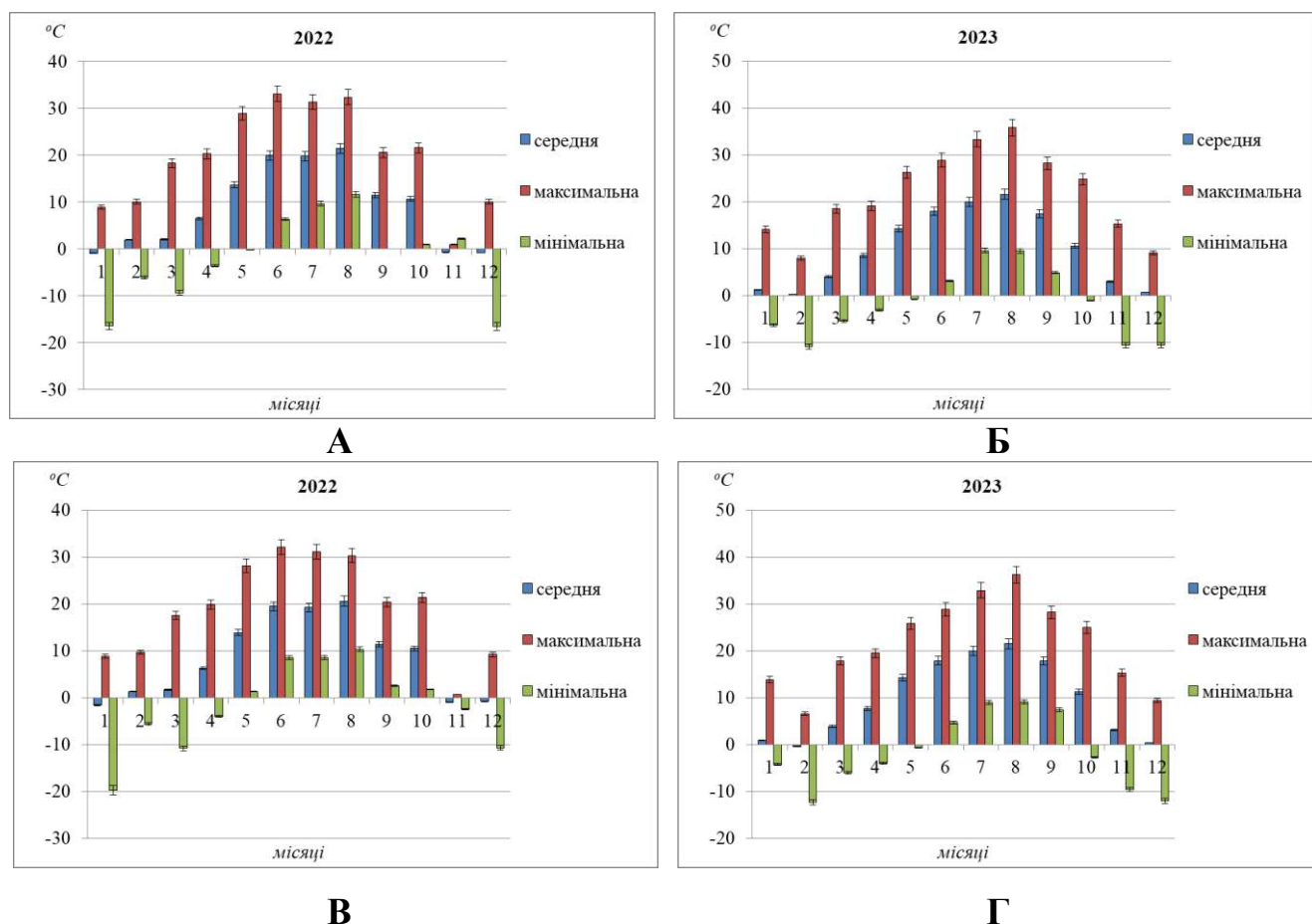
Подільська височина заходить на територію області у двох ділянках. Перша знаходиться на крайньому півдні Дубенського (колишнього Радивилівського району), а також представлена великими ерозійними останцями. Друга ділянка розташована на межиріччі Свитеньки і Вілії. Контрастність рельєфу тут пом'якшує низка вкритих лісами останців [10, 15, 30].

Відмінності форм рельєфу, в яких розташована область, зумовлюють перерозподіл сонячної радіації і опадів та відповідно впливають на кліматичні умови регіону.

*Клімат.* Для території Рівненської області, в межах якої розташовані

досліджувані об'єкти, характерний помірно-континентальний клімат. Літо тепле, найчастіше з достатньо великою кількістю опадів. Зима м'яка, з частими відлигами, проте, в окремі зимові місяці опади у вигляді снігу відсутні. Весняні та осінні періоди характеризуються різкими змінами температур, особливо добових [10, 15].

За даними метеостанцій м. Сарни та м. Рівне проаналізовано зміни середньомісячних, максимальних та мінімальних температур атмосферного повітря природних зон Полісся (розташоване оз. Засвітське) та зони широколистяних лісів (розташовані р. Стубелка, Хрінницьке вдсх. та водойма Морозівського кар'єру) [20], що наведені на рисунку 2.5.



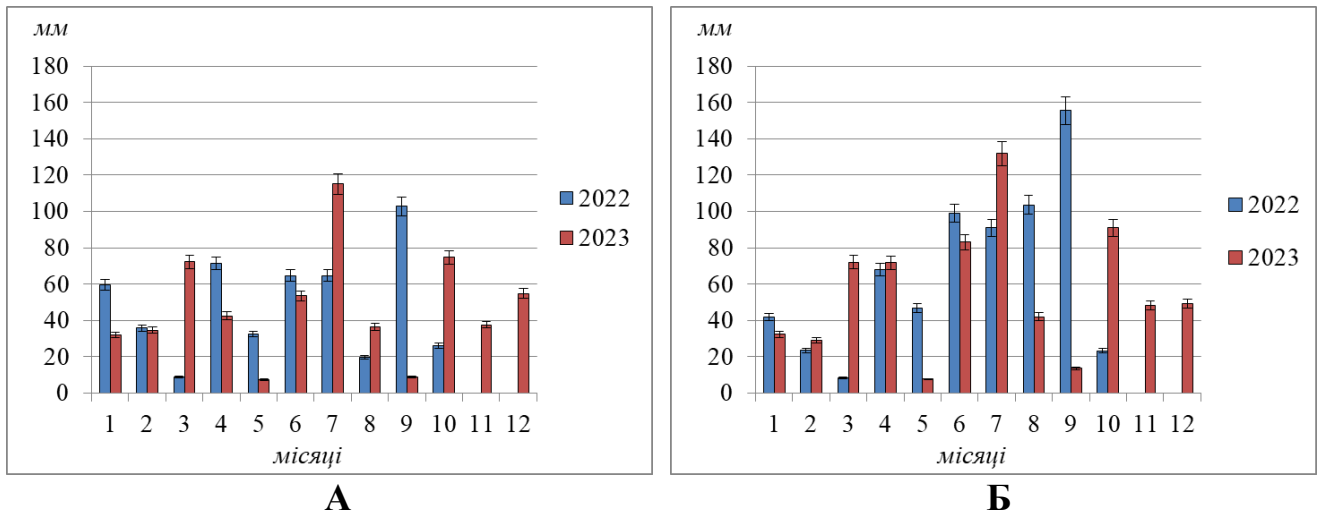
**Рис. 2.5. Зміни температури атмосферного повітря впродовж 2022–2023 рр. за даними метеостанцій міст Рівне та Сарни: А, Б – зона мішаних лісів; В, Г – зона широколистяних лісів**

Найвищу середньомісячну температуру атмосферного повітря у зоні Полісся зафіксовано у серпні, що становить 21,4<sup>0</sup>С у 2022 р. та 21,6<sup>0</sup>С у 2023 р. Найнижчі середньомісячні температури виявлено у січні, що складає –1<sup>0</sup>С у 2022

р. та  $+0,2^{\circ}\text{C}$  у лютому 2023 р. Максимальне середньомісячне підвищення температури характерне для літніх місяців, а мінімальне для зимових. Максимальна середньомісячна температура атмосферного повітря зафіксована у серпні, що становить  $32,3^{\circ}\text{C}$  у 2022 р. та  $36,2^{\circ}\text{C}$  у 2023 р. Однак для території Полісся зафіксовано зниження температури у весняні місяці в межах від  $-9,4^{\circ}\text{C}$  до  $-0,3$  (березень-травень) у 2022 р. та від  $-5,5^{\circ}\text{C}$  до  $-0,8^{\circ}\text{C}$  (березень-травень). Крім того, у 2023 р. зниження температури зафіксовано восени, що змінюється від  $-1,1^{\circ}\text{C}$  у жовтні до  $-10,6^{\circ}\text{C}$  у листопаді (рис. 2.5 А, Б).

Максимальні показники середньомісячної температури атмосферного повітря у зоні широколистяних лісів також виявлено у серпні, що становить  $20,6^{\circ}\text{C}$  у 2022 р. та  $21,5^{\circ}\text{C}$  у 2023 р. Мінімальні значення середньомісячних температур атмосферного повітря встановлено у січні, що складає  $-1,6^{\circ}\text{C}$  у 2022 р. та у лютому, що становить  $-0,4^{\circ}\text{C}$  у 2023 р. Максимальна середньомісячна температура атмосферного повітря зафіксована у червні ( $32,1^{\circ}\text{C}$ ) 2022 р. та у серпні ( $36,2^{\circ}\text{C}$ ) 2023 р. Найнижчі мінімальні значення виявлені у січні 2022 р. та лютому 2023 р. Також для зони широколистяних лісів зафіксовано зниження температури у весняні місяці в межах від  $-10,8^{\circ}\text{C}$  до  $-4,0$  (березень-квітень) у 2022 р. та від  $-6,0^{\circ}\text{C}$  до  $-0,7^{\circ}\text{C}$  (березень-травень) у 2023 р. У осінні місяці зафіксовано зниження температури до  $-2,5^{\circ}\text{C}$  у 2022 р. (листопад) та від  $-2,7^{\circ}\text{C}$  до  $-9,6^{\circ}\text{C}$  у 2023 р. (жовтень-листопад) (рис. 2.5 В, Г).

Нерівномірно розподілена кількість опадів у фізико-географічних зонах мішаних та широколистяних лісів Рівненської області (рис. 2.6). Зокрема, кількість опадів у зоні Полісся варіює від 0 мм (листопад, грудень) до 102,9 мм (вересень) у 2022 р. та від 7,3 мм (травень) до 115,1 мм (липень) у 2023 р. (рис. 2.6 А). Кількість опадів у зоні широколистяних лісів змінюється від 0 мм (листопад, грудень) до 155,5 мм (вересень) у 2022 році та від 7,6 мм (травень) до 131,9 мм (липень) у 2023 р. (рис. 2.6 Б).



**Рис. 2.6. Зміни кількості опадів впродовж 2022–2023 рр. за даними метеостанцій міст Рівне та Сарни: А – зона мішаних лісів; Б – зона широколистяних лісів**

У зоні Полісся річна кількість опадів у 2022 р. становить 486 мм, а у 2023 р. – 569,6 мм. Проте річна кількість опадів у зоні широколистяних лісів значно більша і складає 661 мм у 2022 р. та 671,7 мм у 2023 р. Варто зауважити, що для території найбільш характерні опади у вигляді дощу, проте, взимку переважають тверді та мішані атмосферні опади. Сніговий покрив нестійкий з характерними змінами, що визначається інтенсивністю та тривалістю снігопадів, вітру та рельєфу [15]. Вплив антициклонів та атлантичних циклонів зумовлює зміни погодних умов та визначає пануючі вітри Рівненської області (південно-східні, південні, південно-західні та західні). Послаблення впливу циклонів навесні зумовлює панування вітрів південно-східного та північно-західного напрямків [15].

*Поверхневі води.* Високий рівень зволоження території Рівненської області зумовлений кількістю опадів, а також переважанням процесу випадання над випаровуванням. Враховуючи ці особливості та різноманітність рельєфних форм на території сформована густа і різноманітна мережа поверхневих вод: ріки, озера, водосховища та ставки. Річкова сітка області належить до басейну р. Прип'ять. Густота її на півдні становить 0,25–0,35, іноді до 0,53 км/км<sup>2</sup>, а на півночі території знижується (0,15–0,22 км/км<sup>2</sup>). Основний напрямок течії річок з півдня на північ. У межах території Полісся річки мають похил річки невеликий

(0,3–0,6 м/км) із широкими заплавами, які переважно заболочені. У південній частині області, в межах зони широколистяних лісів, характер річок різко змінюється. Швидкість течій річок зростає до 0,5–1 м/сек. Більшість долин річок вузькі та глибокі, а ширина заплави невелика. Живлення річок області переважно мішане з перевагою талих снігових вод. Відсоток талих снігових вод у річному стоці річок складає 55–60% (річки зони мішаних лісів) та 25–45% (річки зони широколистяних лісів). На Поліссі підземними водами формується 8–20% річного стоку. Річкові долини глибоко врізаються і дренують не тільки ґрунтові, але і міжпластові горизонти підземних вод. Для неглибоких поліських річок характерне підземне живлення лише через ґрунтові води. Значну роль у живленні річок відіграють дощові води. Водночас специфіка живлення річок визначає особливості режиму рівнів і стоку. Для річок Рівненської області характерно підняття рівнів води навесні (під час повені) та помітне зниження влітку і взимку (межень) [15].

Для північної території Рівненської області характерна велика кількість озер. Найбільш численна група представлена заплавами та озерами карстового походження. Найчастіше карстові озера є безстічними, мають великі глибини, стабільне підземне живлення та добру якість води. Найбільші водосховища розташовані на півдні області та призначені для комплексного використання.

*Ґрунти.* Для Волинського Полісся характерні дерново-підзолисті та їх різновиди і болотні ґрунти на давньо-алювіальних водно-льодовикових відкладах і морені. Ґрунтоутворюючі відклади поліських ландшафтів підстеляються крейдяними породами. Верхньоприп'ятський фізико-географічний район, в межах якого розташований басейн оз. Засвітське, представлений переважно дерново-слабопідзолістими глейовими піщаними та супіщаними ґрунтами в поєднанні з торф'яно-болотними. У зоні широколистяних лісів переважають темно- та світло-сірі опідзолені ґрунти, чорноземи типові середньо- і малогумусні, переважно утворені на лесових породах. Горохівсько-Берестичківський та Олицько-Здолбунівський фізико-географічні райони, в межах якого розташовані Хрінницьке вдсх. та р. Стубелка, розчленовані, представлені найчастіше сірими

опідзоленими ґрунтами, проте, поширені чорноземи типові малогумусні. Корецько-Звягельський фізико-географічний район, на території якого розташований Морозівський кар'єр, сформований на кристалічних породах Українського щита піднесений, розчленований, з переважанням дерново-підзолистих, місцями оглеєних супіщаних ґрунтів, у поєднанні з сірими опідзоленими (на лесових породах) [1, 10, 15, 30, 31].

### **2.3. Методи проведення дослідження**

Проби води для проведення гідрохімічного аналізу відбирали щомісяця в усіх гідроекосистемах (р. Стубелка, Хрінницьке вдсх., оз. Засвітське, водойма Морозівського кар'єру) впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р., а для визначення фітопланктону – червня–жовтня 2022 р. Відбір проб води проводили з поверхневого горизонту водойм на глибині 0,5–1,0 м за допомогою пластикових пробовідбірників об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup> для гідрохімічного аналізу та 0,5–0,7 м об'ємом 0,5 дм<sup>3</sup> для визначення показників фітопланктону. Загалом відібрано і опрацьовано: води – 144 проб, фітопланктону – 60 проб.

*Визначення хімічного складу води.* Температуру води визначали з допомогою водного ртутного термометра. Реакцію водного середовища (рН) визначали за допомогою іономіра рН–150МА. Вміст амонію визначали фотометричним методом за якісною реакцією з реактивом Несслера при довжині хвилі 420 нм. Вміст нітритів визначали діазотуванням реактивом Грісса з утворенням з 1-нафтиламіном діазосполуки червоно-фіолетового кольору, яку фотометрували при довжині хвилі 520 нм. Вміст нітратів визначали фотометрично з фенолдисульфокислотою з утворенням нітровмісного фенолу жовтого кольору при довжині хвилі 520 нм. [24].

Концентрацію сульфат-іонів визначали фотометричним методом з використанням розчину хлориду барію в суміші етиленгліколю та етанолу при довжині хвилі 300 нм. Вміст хлоридів визначали титрометричним методом, що передбачає осадження хлорид-іонів розчином аргентум нітрату (AgNO<sub>3</sub>) за

присутності дихромату калію ( $K_2Cr_2O_7$ ) як індикатора. Визначення фосфатів здійснювали в реакції з амонію молібдатом та олова хлоридом при довжині хвилі 590 нм. [24]. Вміст загального Фосфору визначали за «Методика виконання вимірювань масової концентрації загального Фосфору з персульфатним окисненням» МВВ 081/12-0018-01 [4].

Для визначення кальцію використовували титрометричний метод, що передбачає пряме титрування іонів  $Ca^{2+}$  розчином трилону Б у присутності індикатора мурексиду (амонійна сіль пурпурової кислоти) до зміни кольору з червоного до синьо-фіолетового [24]. Вміст  $Mg^{2+}$  визначали фотометрично при довжині хвилі 525 нм. [24].

Визначення хімічного споживання кисню (ХСК) здійснювали біхроматним окисненням за «Методика виконання вимірювань хімічного споживання кисню біхроматним окисненням (ХСК)» МВВ 081/12-0019-01 [6]. Розчинений кисень визначали методом йодометричного титрування [24]. Визначення БСК<sub>5</sub> здійснено за «Методика виконання вимірювань біохімічного споживання кисню (БСК<sub>5</sub>)» МВВ 081/12-0014-01 [5].

*Стійкість території* до нітрогенвмісного забруднення визначено згідно «Методики визначення зон, вразливих до (накопичення) нітратів» [25].

#### *Фітопланктон.*

Проби води для дослідження фітопланктону фіксували 40% розчином формальдегіду. Після відстоювання проби концентрували до об'єму 0,05–0,1 дм<sup>3</sup>. Камеральна обробка проб проведена з використанням світлового мікроскопу «Laboval» (Karl Zeiss, Німеччина). Підрахунок клітин здійснено з використанням камери Нажотта об'ємом 0,02 мл. Клітини рахували в трьох повторностях [35, 36].

*Визначення чисельності фітопланктону.* Перерахунок чисельності на 1 дм<sup>3</sup> проводили за формулою:

$$N = kn \frac{A}{a} V \frac{1000}{V} \quad (1)$$

де,  $N$  – кількість водоростей в 1 дм<sup>3</sup> води досліджуваної водойми (тис. кл/дм<sup>3</sup> або млн. кл/дм<sup>3</sup>);

$k$  – коефіцієнт, що показує, у скільки разів об'єм використаної камери менший за  $1 \text{ см}^3$ ;

$n$  – кількість клітин водоростей на переглянутих доріжках (квадратах) лічильної камери;

$A$  – кількість доріжок (квадратів) лічильної камери;

$a$  – кількість доріжок (квадратів), де підраховувалась кількість водоростей;

$V$  – об'єм проби фітопланктону, взятий на водоймі,  $\text{см}^3$ ;

$v$  – об'єм концентрованої проби, з якого розраховуються показники фітопланктону,  $\text{см}^3$ .

Чисельність фітопланктону представлено у тис. кл/дм<sup>3</sup>.

*Визначення біомаси фітопланктону.* Підрахунок біомаси водоростей здійснювали загальноприйнятим розрахунково-об'ємним методом. Індивідуальна біомаса кожного виду визначалась множенням його чисельності для кожної конкретної проби на індивідуальний об'єм клітин. Індивідуальний об'єм клітин кожного виду розраховували стереометричним методом, виходячи з їх розмірів, прирівнюючи клітину до певного геометричного тіла або їх комбінації та використовуючи геометричні формули. Лінійні розміри визначали промірюванням клітин водоростей [35, 36]. Біомасу фітопланктону представлено у мг/дм<sup>3</sup>.

*Індекс видової різноманітності Шеннона (H).* Для здійснення інтегральної оцінки структурної організації угруповань фітопланктону вираховували індекс видової різноманітності Шеннона (H):

$$H = \frac{-\sum n_i}{N \log \left( \frac{n_i}{N} \right)} \quad (2)$$

де  $n_i$  – оцінка значущості кожного виду (біомаса, чисельність)

$N$  – сума оцінок значущості.

Індекс Шеннона розраховували за чисельністю ( $H_N$ ) та біомасою ( $H_B$ ). Відповідно розмірність цих показників біт/екз. та біт/мг. Індекс Шеннона враховує як кількість видів в угрупованні, так і їх еквітабельність (рівномірність



кількісної представленості). Чим складніше структура, тим більше різноманітність угруповань [35, 36].

*Індекс сапробності* розраховано за системою Пантле-Буку у модифікації Сладечека [41, 42].

*Домінанти, субдомінанти.* Під час наведення характеристики фітопланктону домінуючими вважали види біомаса або чисельність яких перевищує або рівна 10% від сумарних величин. Субдомінуючими вважали види у яких чисельність або біомаса змінюється від 5,0% до 9,9% від загальної чисельності або біомаси видів у планктонному угрупованні.

*Ідентифікація водоростей.* Для ідентифікації водоростей використовували загальновідомі визначники і довідники [2, 8, 12, 13, 14, 16, 18, 19, 23, 27, 28, 32, 34, 38]. Таксономічну номенклатуру водоростей здійснено відповідно до міжнародного електронного каталогу AlgaeBase [39].

*Порівняння видового складу та флористичної структури водоростевих угруповань* здійснено за коефіцієнтами Серенсена [43].

*Біоіндикація.* Біоіндикаційний аналіз проведено з урахуванням індикаторних характеристик водоростей, наведених у літературних джерелах [37, 44].

*Оцінка якості води* здійснена за гідрохімічними показниками водних об'єктів, біомасою фітопланктону, індексом сапробності [21].

*Індекс WESI.* Здатність різних типів гідроекосистем до самоочищення визначали за індексом WESI [37]:

$$WESI = \frac{\text{Розряд } S}{\text{Розряд } N - NO_3^-} \quad (3)$$

де, розряд S – розряд якості води згідно класифікації Сладечека [39] із застосуванням індексів сапробності;

розряд N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – розряд якості води на основі концентрації нітратів.

Фотосинтетична активність фітопланктону позитивно корелює з вмістом нітратів якщо індекс WESI більший за одиницю, а гідроекосистема має достатню здатність до самоочищення. Процеси самоочищення в гідроекосистемі пригнічено

якщо індекс *WESI* менший за одиницю.

*Статистичний аналіз.* Статистичний аналіз даних здійснено з використанням програми *IBM IPSS Statistic 19.0* та *Microsoft Excel 2013*.

*Аналіз розташування об'єктів дослідження.* Карто схеми побудовано автором з використанням даних офіційного сайту Державного агентства водних ресурсів України, Google maps та сервісу Open Street Map.

Аналізи хімічного складу води виконані в Комплексній лабораторії спостережень за станом забруднення навколишнього природного середовища Рівненського обласного центру з гідрометеорології. Визначення структурно-функціональних показників фітопланктону проведені в Інституті гідробіології НАН України та кафедрі природничих наук Рівненського державного гуманітарного університету.

Загальна структурно-логічна блок-схема проведення досліджень представлена на рисунку 2.7.

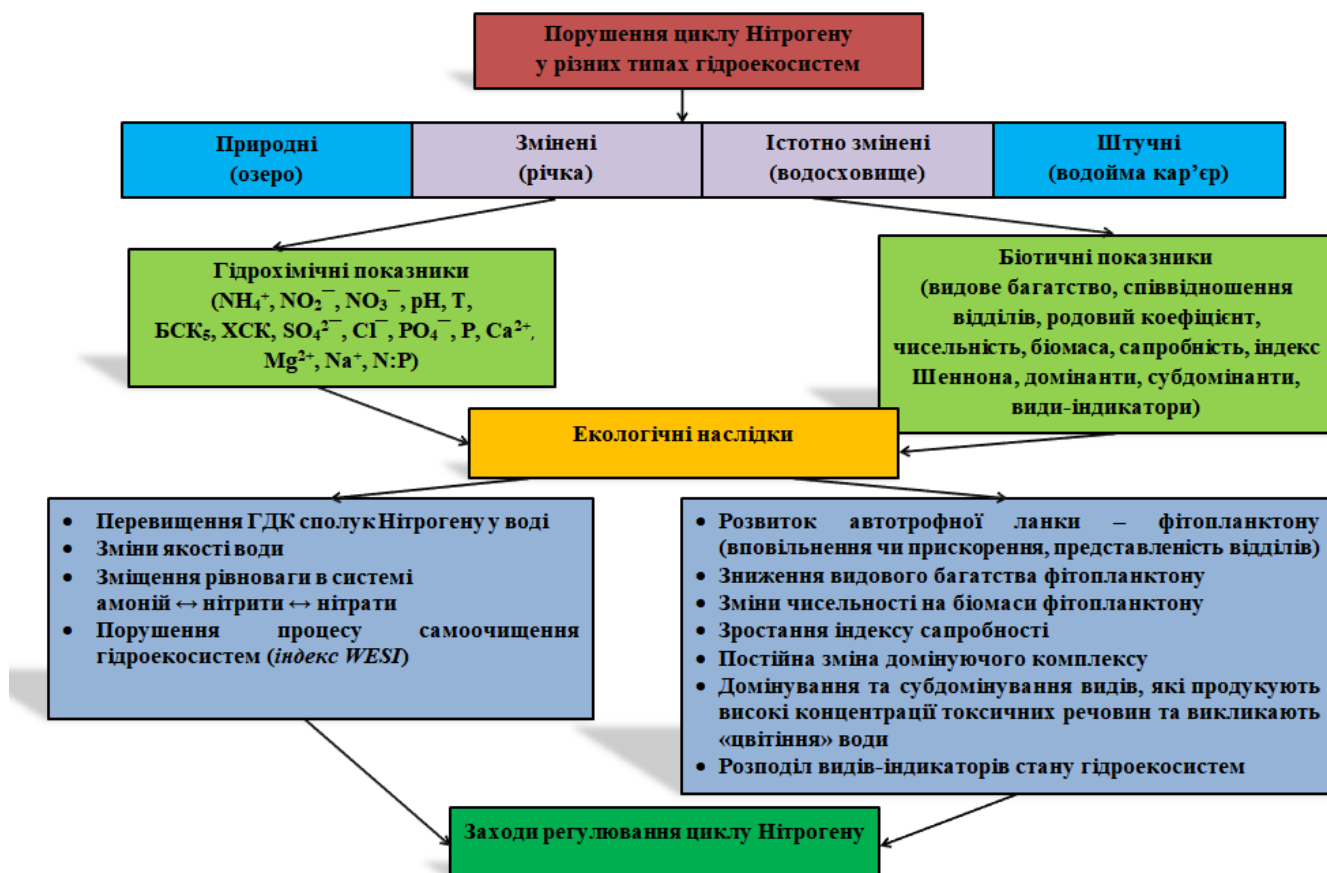


Рис. 2.7. Структурно-логічна блок-схема проведення досліджень

## Висновки до другого розділу

Відповідно до особливостей виникнення та впливу людини гідроекосистеми поділено на природні, змінені, істотно змінені та штучні. До природних віднесено оз. Засвітське, до змінених – р. Стубелка, до істотно змінених – Хрінницьке вдсх., до штучних – водойма Морозівський кар'єр. Обрані для дослідження гідроекосистеми належать до 16 екорегіону «Східні рівнини», суббасейну р. Прип'ять, басейну р. Дніпро. За описом водних об'єктів встановлено, що найбільше антропогенне навантаження характерно для р. Стубелка та Хрінницького вдсх., оскільки вздовж гідроекосистем розташовані численні населенні пункти. Також поблизу розташовані підприємства, що здійснюють негативний вплив на річку. Велика кількість пов'язаних із річковою системою ставків у басейні р. Стубелка є важливим чинником ймовірного потрапляння надлишку біогенів до гідроекосистеми. Менше антропогенне навантаження притаманне для оз. Засвітське, яке знаходиться поблизу лише двох населених пунктів (с. Млин та с. Нобель) і входить до складу Нобельського національного природного парку. Водойма Морозівський кар'єр знаходиться біля невеликої кількості населених пунктів, проте, поблизу сільськогосподарських угідь, що здійснює суттєве антропогенне навантаження на гідроекосистему.

Показано, що досліджувані гідроекосистеми знаходяться у межах двох природних зон, а саме зони мішаних (хвойно-широколистяних) лісів Поліського краю та широколистяних лісів Західноукраїнського краю, що визначає своєрідність рельєфних форм, ґрунтових та кліматичних умов, а також особливості живлення та режиму рівнів і стоку. Проби води для проведення гідрохімічного аналізу та визначення структурно-функціональних показників фітопланктону відібрано і опрацьовано згідно загальноприйнятих підходів та методів. Таксономічний склад водоростей наведено згідно міжнародного електронного каталогу *AlgaeBase*. Біоіндикаційний аналіз здійснено враховуючи індикаторні характеристики водоростей. Статистичний аналіз отриманих результатів проведено за допомогою програми *IBM SPSS Statistic 19.0* та *Microsoft Excel 2013*.

### Список використаних джерел до другого розділу:

1. Агрогрунтове районування України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/zoning-2.html#win1> (дата звернення 10.04.2024).
2. Асаул З.І. Визначник евгленових водоростей Української РСР. К.: Наук. думка, 1975. 407 с.
3. Будько О. Аналіз денудаційних форм рельєфу щита та плити у межах південних частин Житомирського та Волинського Полісся. *Фізична географія та геоморфологія*. 2010. Вип.3(60). С. 109–117.
4. Васюков О.Є., Калініченко О.О., Гриб І.В., Чапланова Г.М. «Методика виконання вимірювань масової концентрації загального Фосфору з персульфатним окисненням». МВВ 081/12-0018-01. УкрНДІУП. 2001.
5. Васюков О.Є., Калініченко О.О., Нікітіна С.В., Чапланова Г.М. «Методика виконання вимірювань біохімічного споживання кисню (БСК5)». МВВ 081/12-0014-01. УкрНДІУП. 2001.
6. Васюков О.Є., Калініченко О.О., Юрченко Л.М., Ковальова Л.В. «Методика виконання вимірювань хімічного споживання кисню біхроматним окисненням (ХСК)». МВВ 081/12-0019-01. УкрНДІУП. 2001.
7. Водний фонд України. Штучні водойми – водосховища і ставки : довідник / В. В. Гребінь та ін. ; за ред. В. К. Хільчевський, В. В. Гребінь. К : Інтер-прес ЛТД, 2014. 164 с.
8. Голлербах М.М., Паламар-Мордвинцева Г.М. Харові водорості (Charophyta). Визначник прісноводних водоростей України. К.: Наук. думка, 1991. Т. ІХ. 196 с.
9. Директива 2000/60/ЄС Європейського парламенту і Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» від 23.10.2000 р. URL: [https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994\\_962#n406](https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#n406) (дата звернення 10.02.2023).
10. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2021 р. Рівне, 2022. 320 с.
11. Інтерактивна карта ґрунтів України. Рівненська область. URL:

<https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy#w16> (дата звернення 10.04.2024).

12. Коваленко О.В. Флора водоростей України. Синьозелені водорості. Спеціальна частина. Порядок Chroococcaceae. К.: Арістей, 2009. 387 с.
13. Кондратьєва Н.В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Синьозелені водорості (Cyanophyta). Вип.1. Ч. 2. К. : Наук. думка, 1968. 524 с.
14. Кондратьєва Н.В., Коваленко О.В., Приходькова Л.П. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Синьозелені водорості (Cyanophyta). Вип. 5. Ч.1. К.: Наук. думка, 1984. 388 с.
15. Коротун І.М., Коротун Л.К. Географія Рівненської області: природа, населення, господарство, екологія: навч. підручник. Рівне: 1996. 380 с.
16. Коршиков О. А. Підклас Протококові (Protococcineae). Вакуольні (Vacuolales) та Протококові (Protococcales). Визначник прісноводних водоростей УРСР. Вип. 5. К.: Вид-во АН УРСР, 1953. 440 с.
17. Маринич О.М., Пархоменко Г.О., Петренко О.М., Шищенко П.Г. Удосконалена схема фізико-географічного районування України. *Український географічний журнал*. 2003. № 1. С. 16–20.
18. Матвієнко О.М. Золотисті водорості – Chrysophyta. Визначник прісноводних водоростей УРСР. К.: Наук. думка, 1965. Вип. 3. Ч. 1. 367 с.
19. Матвієнко О.М., Догадина Т.В. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Жовтозелені водорості – Xanthophyta. К.: Наук. думка, 1978. Вип. 10. 509 с.
20. Метеопост. Статистика погоди. Кліматичні дані за роками та місяцями. URL: <https://meteorpost.com/weather/climate/> (дата звернення 10.04.2024).
21. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
22. Мосніцький В.О., Куньчик Т.М., Климяк О.М. Характеристика промислової іхтіофауни Хрінницького водосховища. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць*. 2007. Вип. 4 (40). Ч. 3. С. 50–56.

23. Мошкова Н. О. Улотриксові водорості – Ulotrichales. Кладофорові водорості – Cladophorales. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Київ : Наук. думка, 1979. Т. 6. 500 с.
24. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут. К.: Наукова думка, 2007. 456 с.
25. Наказ Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України «Про затвердження Методики визначення зон, вразливих до (накопичення) нітратів» № 244 від 15.04.2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0776-21#Text> (дата звернення: 25.05.2022).
26. Офіційний сайт Державного агентства водних ресурсів України. URL: <http://geoport.davr.gov.ua:81/#waterSidebar> (дата звернення 10.04.2024).
27. Паламар-Мордвинцева Г.М. Визначник прісноводних водоростей УРСР. Кон'югати – Conjugatorhysae. К.: Наук. думка, 1984. Вип. 8. Ч. 1. 511 с.
28. Паламар-Мордвинцева Г.М. Кон'югати. Десмідієві – Desmidiiales. Визначник прісноводних водоростей УРСР. К.: Наук. думка, 1986. Вип. 8. Ч. 2. 320 с.
29. Палієнко В.П., Барщевський М.Є., Бортник С.Ю., Палієнко Е.Т., Вахрушев Б.О., Кравчук Я.С., Гнатюк Р.М., Зінько Ю.М. Загальне геоморфологічне районування території України. *Український географічний журнал*. 2004. №1. С. 3–11.
30. Природа Рівненської області / за ред. К. І. Геренчука. Львів : Вища школа, 1976. 156 с.
31. Руденко Л.Г. Національний атлас України. К., 2007. 440 с.
32. Свіренко Д.О. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. II. К. : Вид-во АН УРСР, 1938. 175 с.
33. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Вплив сполук Нітрогену на формування угруповань фітопланктону озера Засвітське. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. №2(47). С. 73–82.
34. Топачевський О.В., Оксіюк О.П. Визначник прісноводних водоростей

- Української РСР. Діатомові водорості – Bacillariophyta (Diatomeae). Вип. 11. К. : Вид-во АН УРСР, 1960. 412 с.
35. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. НАН України: Ін-т гідробіології. Київ : ЛОГОС, 2006. С. 8–27.
36. Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. Київ, 2002. С. 41–48.
37. Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev: University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.
38. GBIF. Домашня сторінка GBIF. URL: <https://www.gbif.org/null> (дата звернення 10.12.2022).
39. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electron. publ. Nat. Univ. Ireland, Galway. 2023. URL: <https://www.algaebase.org> (дата звернення: 15.01.2023).
40. Kovalchuk I.P, Martyniuk V.O, Šeirienė V. The basin-landscape approach to the protection and condition optimization of the lakes of the National Parks. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series «Geology. Geography. Ecology»*. 2020. Vol. 53. P. 238–251.
41. Sladeček V. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 1986. Vol. 14, № 5. P. 555–566.
42. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnol.* 1973. Vol. 7. №1/4. P. 1–218.
43. Sorensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Kongelige Danske videns, Selskab. Biol. Krifter.* 1948. Vol. 5. № 4. P. 46–71.
44. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal Aquatic Ecology*, 1994. 28. P. 117–133.

### **РОЗДІЛ 3. РОЛЬ ВМІСТУ НІТРОГЕНВМІСНИХ СПОЛУК У ВОДІ ДЛЯ ПІДТРИМУВАННЯ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ ТА ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЙОГО ПОРУШЕННЯ В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ**

З усіх присутніх у гідроекосистемах нітрогенвмісних сполук, що утворюються під час циклу Нітрогену, важливе значення мають неорганічні (амоній, нітрити та нітрати). У оптимальних концентраціях вони регулюють ефективність поглинання рослинами вуглекислого газу, нормалізують фотосинтез та азотний обмін, покращують ефективність біосинтезу пігментів, забезпечують зростання продуктивності, визначають ріст і розвиток гідробіонтів та впливають на багато інших процесів у водних об'єктах. За умов зростання, чи навпаки, зниження їхнього вмісту відбувається порушення самовідновлення та самоочищення гідроекосистем [1, 2].

Відомо, що швидкість надходження, концентрація, трансформація та міграція неорганічних сполук Нітрогену визначається особливостями розташування водних об'єктів, кліматичними змінами, внутрішньо-водоймними процесами, ростом та розвитком гідробіонтів, інтенсивністю надходження з точкових і дифузних джерел тощо. Звісно зазначені параметри можуть відрізнятися у гідроекосистемах різних типів (річка, озеро, водосховище та кар'єр), в тому числі і внаслідок різного антропогенного навантаження. Саме тому, необхідно фіксувати та порівнювати зміни неорганічних сполук Нітрогену у різних водних об'єктах для розробки і застосування необхідних заходів для кожного з них та нормалізації їхнього стану, оскільки вони безпосередньо впливають на всі компоненти гідроекосистеми, а їхні коливання пришвидшують чи вповільнюють цикл Нітрогену у воді.

#### **3.1. Зміни концентрації сполук Нітрогену в різних типах гідроекосистем**

Найактивнішою сполукою циклу Нітрогену у гідроекосистемах є амоній, який за певних умов швидко поглинається автотрофами та мікроорганізмами, що зумовлює зміни його вмісту у водних об'єктах [15].

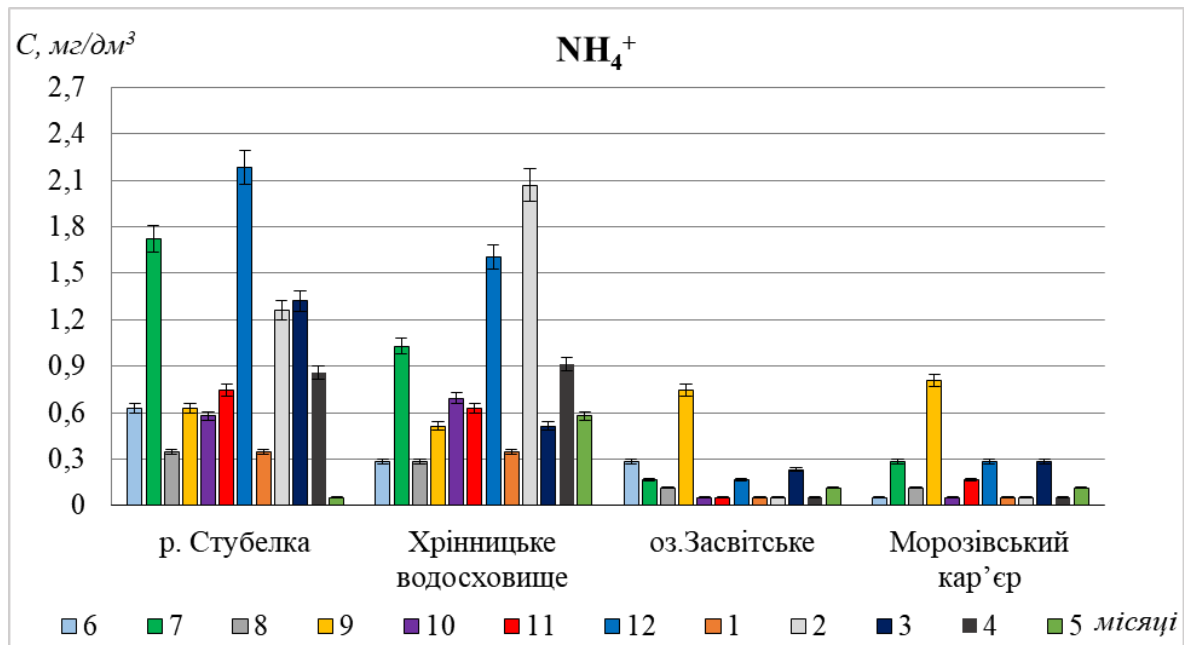


У воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) вміст нітрогену амонійного у червні складає  $0,630 \text{ мг/дм}^3$ , однак, різко зростає у липні до  $1,722 \text{ мг/дм}^3$  та перевищує ГДК у 3,4 рази (ГДКрибгосп.= $0,5 \text{ мг/дм}^3$ ). У серпні концентрація нітрогену амонійного знижується до  $0,347 \text{ мг/дм}^3$ . Перевищення ГДК нітрогену амонійного у 1,2–1,5 рази виявлено впродовж вересня-листопада. Вміст  $\text{NH}_4^+$  у цей період змінюється від  $0,578 \text{ мг/дм}^3$  до  $0,745 \text{ мг/дм}^3$  [2]. Максимальну концентрацію нітрогену амонійного зафіксовано у грудні, що становить  $2,185 \text{ мг/дм}^3$  та перевищує ГДК у 4,4 рази. Вміст  $\text{NH}_4^+$  у січні знижується до  $0,347 \text{ мг/дм}^3$ , проте, у лютому та березні зростає до  $1,259 \text{ мг/дм}^3$  та  $1,324 \text{ мг/дм}^3$  і перевищує ГДК у 2,5–2,7 рази. Концентрація  $\text{NH}_4^+$  у квітні знижується до  $0,861 \text{ мг/дм}^3$ , однак перевищує ГДК у 1,7 рази. Вміст нітрогену амонійного у травні дуже різко знижується до  $0,051 \text{ мг/дм}^3$ , що насамперед пов'язано з активним поглинанням його біотою (рис. 3.1).

Високі концентрації нітрогену амонійного у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка), що перевищують ГДК у 1,2–4,4 рази впродовж усіх місяців, за винятком серпня, січня та травня, свідчать про посилення антропогенного впливу на водойму [9]. Зокрема, найбільш ймовірним джерелом надходження нітрогену амонійного до річки є особливості утримання свійських тварин та птиці, оскільки річка протікає близько до населених пунктів та зрегульована численними ставками. Водночас високий вміст нітрогену амонійного у вегетаційний період пришвидшує ріст і розвиток фітопланктону та інших гідробіонтів. Раптове зростання чисельності та біомаси видів посилює процес евтрофікації і відповідно порушує функціонування та стійкість водного об'єкту.

Подібні зміни концентрації вмісту нітрогену амонійного зафіксовано у воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.), що свідчить про вагомий вплив постійного додаткового надходження нітрогенвмісних речовин. Так, у воді Хрінницького вдсх. концентрація нітрогену амонійного у червні становить  $0,283 \text{ мг/дм}^3$ . У липні вміст нітрогену амонійного складає  $1,028 \text{ мг/дм}^3$ , що перевищує ГДК у 2,1 рази. У серпні концентрація нітрогену амонійного знижується до  $0,283 \text{ мг/дм}^3$ . Незначне зростання концентрації  $\text{NH}_4^+$  зафіксовано

впродовж вересня-листопада, що варіює від 0,514 мг/дм<sup>3</sup> до 0,630 мг/дм<sup>3</sup> та перевищує ГДК у 1,0–1,3 рази. У грудні та лютому вміст нітрогену амонійного зростає і становить 1,606 мг/дм<sup>3</sup> та 2,069 мг/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 3,2–4,2 рази. Впродовж весняних місяців концентрація нітрогену амонійного змінюється від 0,514 мг/дм<sup>3</sup> до 0,912 мг/дм<sup>3</sup>, що більше ГДК у 1,0–1,8 рази [2, 9].



**Рис. 3.1.** Зміни вмісту Нітрогену амонійного у воді гідроекосистем різних типів впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Загалом у воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) концентрація нітрогену амонійного перевищує ГДК у 1,0–4,2 рази впродовж всього періоду дослідження, за винятком червня, серпня та січня. Надходження нітрогену амонійного у воду Хрінницького вдсх. насамперед зумовлено веденням сільського господарства та використання добрив. Крім того, для території характерні ґрунти, що мають значні запаси загального й рухомого Нітрогену. Також додаткове навантаження створює активне використання Хрінницького вдсх. для потреб рекреації.

Концентрація нітрогену амонійного у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) у літні місяці змінюється від 0,116 мг/дм<sup>3</sup> до 0,283 мг/дм<sup>3</sup>. У вересні зафіксовано максимальний вміст нітрогену амонійного, що складає 0,745 мг/дм<sup>3</sup> та вище ГДК у 1,5 рази. У жовтні та листопаді концентрація нітрогену

амонійного становить  $0,051 \text{ мг/дм}^3$  [2]. Взимку вміст нітрогену амонійного варіює від  $0,051 \text{ мг/дм}^3$  у січні, лютому до  $0,167 \text{ мг/дм}^3$  у грудні. Навесні концентрація нітрогену амонійного змінюється від  $0,051 \text{ мг/дм}^3$  у квітні до  $0,231 \text{ мг/дм}^3$  у березні. Отже, перевищення ГДК нітрогену амонійного у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське), виявлено лише у вересні в 1,5 рази, що частково зумовлено його надходженням з водозбірної площі. Проте враховуючи особливості розташування озера на території Нобельського національного природного парку, низький рівень антропогенного навантаження та практично відсутні поблизу земельні угіддя, найбільш ймовірною причиною перевищення допустимої концентрації амонію є його надходження внаслідок відмирання вищих водних рослин та фітопланктону.

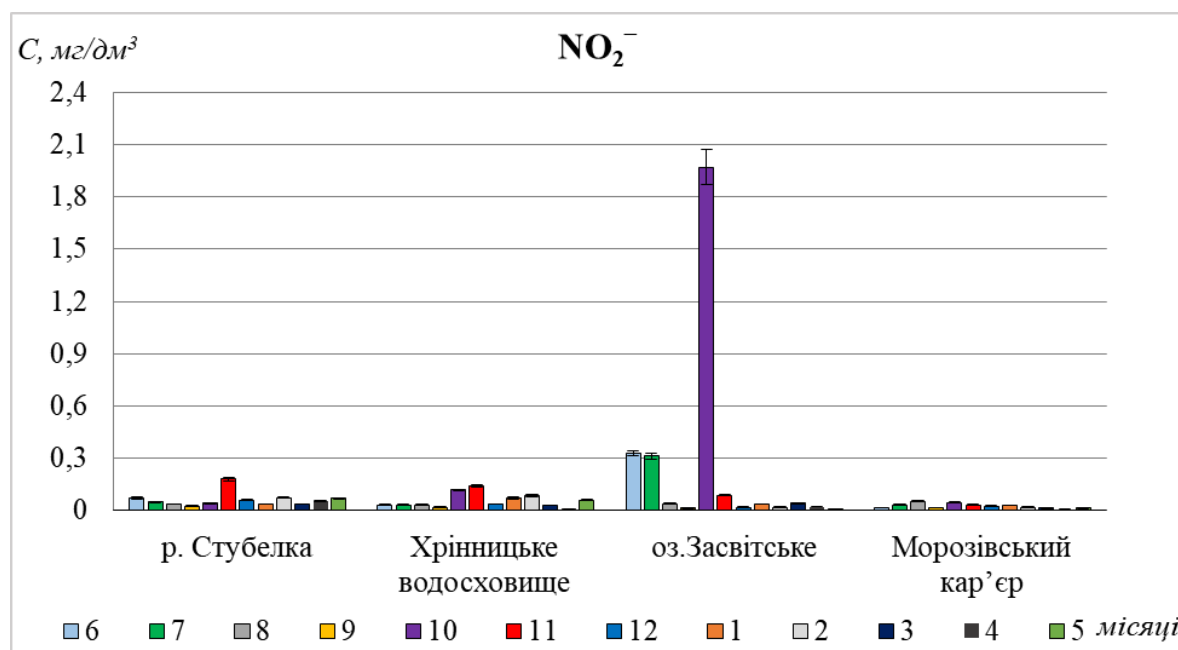
Вміст нітрогену амонійного у воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вищий ніж у природній (оз. Засвітське), однак прослідковуються спільні піки зростання та зниження його концентрації. Зокрема, концентрація нітрогену амонійного у воді Морозівського кар'єру в червні, липні та серпні становить  $0,051 \text{ мг/дм}^3$ ,  $0,283 \text{ мг/дм}^3$  та  $0,116 \text{ мг/дм}^3$ . У вересні вміст нітрогену амонійного, порівняно з попередніми місяцями, збільшується до  $0,810 \text{ мг/дм}^3$ , що перевищує ГДК у 1,6 рази. У жовтні концентрація нітрогену амонійного знижується і становить  $0,051 \text{ мг/дм}^3$ . Вміст  $\text{NH}_4^+$  у листопаді складає  $0,116 \text{ мг/дм}^3$  [2, 7]. Впродовж зимових місяців концентрація нітрогену амонійного змінюється від  $0,051 \text{ мг/дм}^3$  до  $0,282 \text{ мг/дм}^3$ . У березні вміст нітрогену амонійного становить  $0,283 \text{ мг/дм}^3$ , у квітні –  $0,051 \text{ мг/дм}^3$ , а у травні –  $0,116 \text{ мг/дм}^3$ .

Перевищення ГДК нітрогену амонійного у воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) виявлено лише у вересні у 1,6, що насамперед пов'язано з його надходженням з земельних угідь різного призначення. Ділянки дуже близько розміщені біля кар'єру, а деревні насадження представлені невеликою кількістю. Відповідно низька представленість природних біофільтрів зумовлює безперешкодне потрапляння нітрогенвмісних сполук до води Морозівського кар'єру.

Найбільш забрудненими за вмістом нітрогену амонійного водними

об'єктами є змінена та істотно змінена, а менш забрудненими – природна та штучна. Загалом вміст  $\text{NH}_4^+$  у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: змінена > істотно змінена > штучна > природна (р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > Морозівський кар'єр > оз. Засвітське). Якість води у гідроекосистемах за середніми та найгіршими значеннями  $\text{NH}_4^+$  розподіляється наступним чином: змінена та істотно змінена (III клас, 5 категорія та IV клас, 6 категорія), природна та штучна (II клас, 2 категорія та III клас, 5 категорія).

Враховуючи умови водного середовища та швидкість проходження процесу амоніфікації сезонних змін зазнає і концентрація нітритів у воді різних типів гідроекосистем (рис. 3.2).



**Рис. 3.2. Зміни вмісту нітритів у воді гідроекосистем різних типів впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.**

Вміст нітритів у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) у червні, липні та серпні складає  $0,072 \text{ mg/dm}^3$ ,  $0,049 \text{ mg/dm}^3$  та  $0,036 \text{ mg/dm}^3$ . Впродовж вересня та жовтня концентрація нітритів змінюється в межах  $0,026 \text{ mg/dm}^3$  та  $0,043 \text{ mg/dm}^3$ , проте, у листопаді зростає до  $0,181 \text{ mg/dm}^3$  та перевищує ГДК у 2,3 рази (ГДКрибгосп.= $0,08 \text{ mg/dm}^3$ ). Знижується вміст нітритів у воді р. Стубелка у грудні та січні до  $0,059 \text{ mg/dm}^3$  і  $0,036 \text{ mg/dm}^3$ , а в лютому підвищується до  $0,076 \text{ mg/dm}^3$ . Впродовж березня-травня концентрація нітритів варіює від  $0,036 \text{ mg/dm}^3$  до

0,069 мг/дм<sup>3</sup> [9]. Отже, у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) концентрація нітритів перевищує ГДК у 2,3 рази лише у листопаді, що може бути зумовлено виділенням нітритів фітопланктоном під час процесів життєдіяльності та відмирання вищої водної рослинності у зв'язку із завершенням вегетаційного періоду.

Більше навантаження щодо вмісту нітритів виявлено у воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.). Так, у воді Хрінницького вдсх. вміст нітритів влітку становить 0,033 мг/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація нітритів змінюється в межах від 0,020 мг/дм<sup>3</sup> до 0,141 мг/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 1,5–1,8 рази у жовтні та листопаді. Впродовж зимових місяців вміст нітритів змінюється 0,036 мг/дм<sup>3</sup> до 0,085 мг/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК в 1,1 рази у лютому. Концентрація нітритів у березні, квітні та травні становить 0,030 мг/дм<sup>3</sup>, 0,023 мг/дм<sup>3</sup> і 0,059 мг/дм<sup>3</sup> та знаходиться в межах ГДК. Загалом перевищення ГДК нітритів у воді Хрінницького вдсх. змінюється від 1,1 до 1,8 рази впродовж трьох місяців. Водночас перевищення виявлені у місяці завершення вегетаційного періоду свідчать про важливу роль внутрішньо-водоємних процесів у збагаченні води нітритами. Крім того, завершення робіт збору врожаю на сільськогосподарських угіддях та відповідно зниження чи відсутності потужності та активності кореневої системи рослин, зумовлює добре вимивання сполук з ґрунту.

Досить високі нехарактерні для природних об'єктів концентрації нітритів виявлено у оз. Засвітське. Зокрема, вміст нітритів у оз. Засвітське в червні та липні складає 0,329 мг/дм<sup>3</sup> і 0,312 мг/дм<sup>3</sup>, що вище ГДК у 4,11 та 3,9 рази, проте, у серпні та вересні різко знижується до 0,039 мг/дм<sup>3</sup> та 0,013 мг/дм<sup>3</sup>. Найвища концентрація нітритів зафіксована у воді оз. Засвітське у жовтні, що становить 1,971 мг/дм<sup>3</sup> та перевищує ГДК у 24,6 рази. Однак вміст нітритів нормалізується до 0,089 мг/дм<sup>3</sup> у листопаді. Взимку концентрація нітритів змінюється від 0,020 мг/дм<sup>3</sup> у грудні та лютому до 0,036 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Навесні вміст нітритів варіює від 0,007 мг/дм<sup>3</sup> у травні до 0,043 мг/дм<sup>3</sup> у березні. Перевищення ГДК нітритів у воді оз. Засвітське змінюється від 3,9 до 24,6 рази впродовж червня,

липня та жовтня.

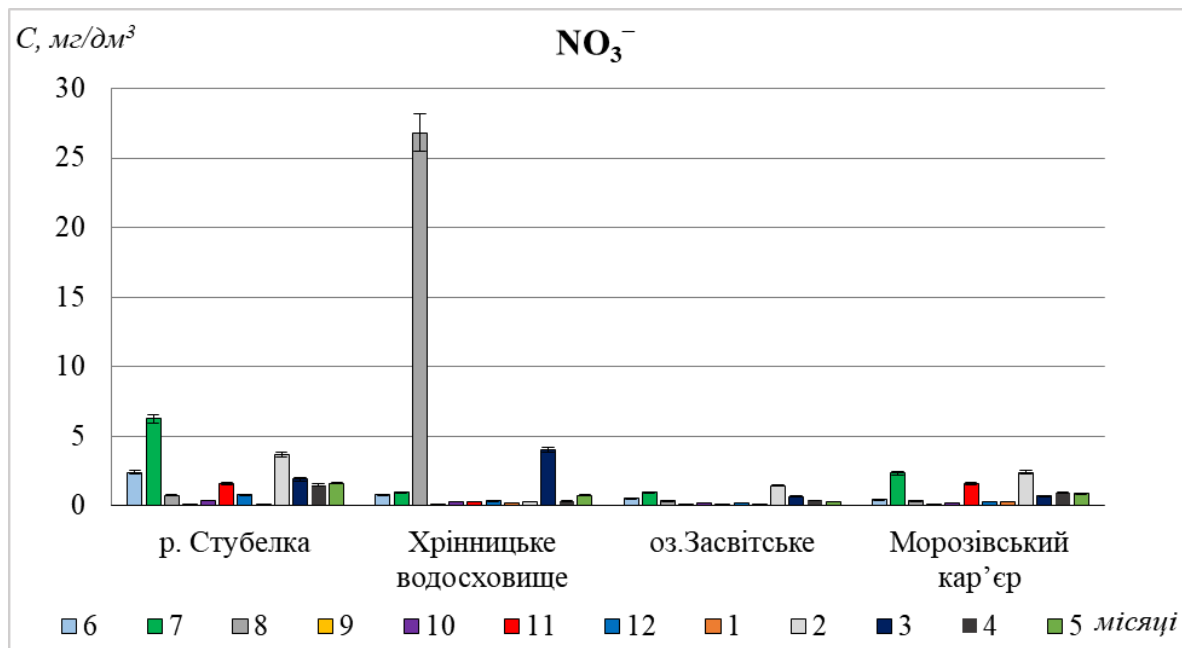
Висока концентрація нітритів у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське), у порівнянні з іншими досліджуваними водними об'єктами, свідчить про сповільнення процесів окиснення нітритів до нітратів, ймовірно внаслідок активізації розкладу органічних речовин, що призводить до вторинного забруднення. Крім того, завершення вегетаційного періоду у жовтні зумовлює додаткове надходження нітритів внаслідок відмирання гідробіонтів, в тому числі і фітопланктону. Також враховуючи, що озеро знаходиться на території природно-заповідної території і джерела антропогенного надходження нітритів у водойму практично відсутні, найбільш ймовірне їхнє потрапляння у червні та липні з клітин фітопланктону. Вивільнення нітритів відбувається у вигляді недисоційованих молекул азотистої кислоти, яка легше чим іони нітритів проходить через клітинну мембрану фітопланктону. Максимальну екскрецію нітритів найчастіше пов'язують з високою швидкістю відновлення нітратів у клітинах фітопланктону, проте, цей процес залежить і від підвищеної внутрішньоклітинної концентрації нітратів. У місяць найвищого перевищення ГДК нітритів спостерігали різке зростання і вмісту нітратів у воді та зниження показника рН від якого залежить розвиток і життєдіяльність фітопланктону. Підтвердженням надходження нітритів з клітин фітопланктону є найбільша представленість відділів *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* у воді оз. Засвітське. Оскільки відомо, що за домінування та субдомінування видів цих відділів збільшується інтенсивність виділення  $\text{NO}_2^-$  у воду.

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру), на відміну від інших водних об'єктів, зовсім не виявлено перевищення ГДК нітритів, а їхня середньорічна концентрація в рази менша. Так, у воді Морозівського кар'єру вміст нітритів у липні, червні та серпні складає  $0,016 \text{ мг/дм}^3$ ,  $0,033 \text{ мг/дм}^3$  та  $0,053 \text{ мг/дм}^3$ . Восени концентрація нітритів змінюється від  $0,016 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $0,046 \text{ мг/дм}^3$  у жовтні. Взимку вміст нітритів варіює від  $0,020 \text{ мг/дм}^3$  у лютому до  $0,030 \text{ мг/дм}^3$  у січні. Впродовж весняних місяців концентрація нітритів становить  $0,013 \text{ мг/дм}^3$  у березні, травні та  $0,007 \text{ мг/дм}^3$  у квітні.

Найбільш забрудненими за вмістом нітритів водними об'єктами є природна, змінена, істотно змінена, а менш забруднена – штучна. Загалом вміст  $\text{NO}_2^-$  у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: оз. Засвітське > р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > Морозівський кар'єр. Якість води у гідроекосистемах за середніми та найгіршими значеннями  $\text{NO}_2^-$  розподіляється наступним чином: змінена (III клас, 4 категорія та IV клас, 6 категорія), істотно змінена (III клас, 4 категорія та III клас, 5 категорія), природна (IV клас, 6 категорія та V клас, 7 категорія) та штучна (II клас, 3 категорія та III клас, 4 категорія).

Щомісячних змін зазнає і вміст нітратів у водних об'єктах. Зокрема, у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) концентрація нітратів у червні становить  $2,392 \text{ мг/дм}^3$  та зростає до  $6,246 \text{ мг/дм}^3$  у липні, однак у серпні знижується до  $0,753 \text{ мг/дм}^3$ . У вересні, жовтні та листопаді вміст нітратів становить  $0,128 \text{ мг/дм}^3$  та  $0,399 \text{ мг/дм}^3$  та  $1,595 \text{ мг/дм}^3$ . Впродовж зимових місяців концентрація нітратів варіює від  $0,133 \text{ мг/дм}^3$  у січні до  $3,677 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Навесні вміст нітратів складає  $1,905 \text{ мг/дм}^3$  у березні,  $1,506 \text{ мг/дм}^3$  у квітні та  $1,639 \text{ мг/дм}^3$  у травні. Найвищі концентрації нітратів виявлено у червні, що зумовлено зниженням інтенсивності поглинання фітопланктону. Перевищень ГДК нітратів у воді р. Стубелка впродовж дослідження не виявлено (ГДКрибгосп.= $40 \text{ мг/дм}^3$ ) (рис. 3.3).

Найвищий середньорічний показник вмісту нітратів характерний для води істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.). Так, концентрація нітратів у воді Хрінницького вдсх. в червні становить  $0,797 \text{ мг/дм}^3$ , у липні –  $0,975 \text{ мг/дм}^3$ , а у серпні  $26,802 \text{ мг/дм}^3$ . Восени концентрація нітратів варіює від  $0,071 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $0,310 \text{ мг/дм}^3$  у листопаді. Взимку вміст нітратів змінюється від  $0,354 \text{ мг/дм}^3$  у грудні до  $0,222 \text{ мг/дм}^3$  у січні. Впродовж березня концентрація нітратів різко підвищується, у порівнянні з попереднім місяцем, і становить  $4,031 \text{ мг/дм}^3$ , проте, вже у квітні знижується до  $0,354 \text{ мг/дм}^3$ . У травні вміст нітратів незначно підвищується і становить  $0,753 \text{ мг/дм}^3$ . Загалом перевищення ГДК нітратів у воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) не зафіксовано.



**Рис. 3.3. Зміни вмісту нітратів у воді гідроекосистем різних типів впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.**

Найнижче середньорічне значення концентрації нітратів виявлено у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське). Зокрема, вміст нітратів у оз. Засвітське у червні становить  $0,532 \text{ мг/дм}^3$ , у липні –  $0,975 \text{ мг/дм}^3$ , а у серпні –  $0,354 \text{ мг/дм}^3$ . У вересні вміст нітратів знижується до  $0,066 \text{ мг/дм}^3$ , а у жовтні підвищується до  $0,177 \text{ мг/дм}^3$ . У зимові місяці концентрація нітратів варіює від  $0,133 \text{ мг/дм}^3$  у січні до  $1,462 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Вміст нітратів навесні змінюється від  $0,665 \text{ мг/дм}^3$  у березні до  $0,310 \text{ мг/дм}^3$  у травні. Відповідно перевищень нормативних показників щодо вмісту нітратів не виявлено.

Середньорічне значення концентрації нітратів у воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вдвічі вище ніж у природній (оз. Засвітське). Так, у воді Морозівського кар'єру вміст нітратів у червні складає  $0,443 \text{ мг/дм}^3$  та вже у липні зростає до  $2,348 \text{ мг/дм}^3$ . Впродовж серпня знижується до  $0,354 \text{ мг/дм}^3$ . У вересні, жовтні та листопаді концентрація нітратів становить  $0,049 \text{ мг/дм}^3$ ,  $0,177 \text{ мг/дм}^3$  та  $1,595 \text{ мг/дм}^3$ . Вміст нітратів взимку змінюється від  $0,266 \text{ мг/дм}^3$  у грудні, січні до  $2,392 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Навесні суттєвих коливань концентрації нітратів не зафіксовано. Загалом, концентрація нітратів змінювалася  $0,709 \text{ мг/дм}^3$  у березні до  $0,975 \text{ мг/дм}^3$  у квітні. Перевищень ГДК нітратів у воді



Морозівського кар'єру впродовж дослідження не встановлено.

Найбільш забрудненими за вмістом нітратів водними об'єктами є істотно змінена, змінена, штучна, а найменш – природна. Отже, вміст  $\text{NO}_3^-$  у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: Хрінницьке вдсх. > р. Стубелка > Морозівський кар'єр > оз. Засвітське. Якість води у гідроекосистемах за середніми та найгіршими значеннями  $\text{NO}_3^-$  розподіляється наступним чином: змінена (II клас, 3 категорія та IV клас, 6 категорія), істотно змінена (III клас, 4 категорія та V клас, 7 категорія), природна (I клас, 1 категорія та II клас, 3 категорія) та штучна (II клас, 2 категорія та III клас, 4 категорія).

*Сумарний вміст сполук Нітрогену.* Порушення циклу Нітрогену та відповідно і екологічні наслідки цих змін залежать від додаткового надходження нітрогенвмісних речовин до Хрінницького вдсх., р. Стубелка, Морозівського кар'єру та оз. Засвітське. З'ясовано, що джерела забруднення досліджених водних об'єктів досить різноманітні і змінюється від внутрішньоводоймних процесів до антропогенного навантаження, проте, їхній вплив також визначається вразливістю чи стійкістю територій до нітрогенвмісного забруднення. Згідно Методики визначення зон, вразливих до (накопичення) нітратів [11] ділянки вважають вразливими до забруднення, якщо сумарний вміст сполук Нітрогену ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ) складає  $50 \text{ мг/дм}^3$  або  $11,3 \text{ мг N/дм}^3$  та помітні чи добре виражені ознаки евтрофікації (табл. 3.1).

**Таблиця 3.1**

**Сумарний вміст сполук Нітрогену,  $\text{мг/дм}^3$**

Типи гідроекосистем		$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$
1	р. Стубелка	10,68	0,74	21,17	32,59
2	Хрінницьке вдсх.	9,46	0,67	35,20	45,33
3	оз. Засвітське	2,08	2,90	5,38	10,36
4	Морозівський кар'єр	2,31	0,31	10,46	13,08

Найвищий сумарний вміст сполук Нітрогену характерний для води істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.), що становить  $45,33 \text{ мг/дм}^3$ , а найменший – для води природної (оз. Засвітське), що складає  $10,36 \text{ мг/дм}^3$ . До

територій, які мають високу ймовірність забруднення відносять ті, де спостерігається позитивний баланс Нітрогену в ґрунтах [11]. Варто зазначити, що для території розташування Хрінницького вдсх. характерні більш родючі ґрунти (наприклад, ясно-сірі опідзолені, чорноземи опідзолені), а для території розміщення оз. Засвітське менш родючі (дерново-слабопідзолисті глейові піщані, глинисто-піщані тощо).

Відповідно найбільш сприятливими до забруднення сполуками Нітрогену, внаслідок вимивання з ґрунтів, гідроекосистем належить істотно змінена та змінена, а менш сприятливими – штучна та природна. Загалом за сумарним вмістом сполук Нітрогену ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ) різні типи гідроекосистем розподіляються наступним чином: Хрінницьке вдсх. > р. Стубелка > Морозівський кар'єр > оз. Засвітське.

Таким чином, про порушення циклу Нітрогену у воді різних типів гідроекосистем свідчить перевищення ГДК  $\text{NH}_4^+$  та  $\text{NO}_2^-$ , а також надмірне зниження вмісту, в окремі місяці, важливого для процесів життєдіяльності гідробіонтів  $\text{NO}_3^-$ . Найбільш відчутні порушення циклу Нітрогену внаслідок перевищення ГДК амонію встановлено у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах, а менш – у природній та штучній. Якість води за вмістом  $\text{NH}_4^+$  у зміненому та істотно зміненому водних об'єктах варіює від «помірно забруднена» до «забруднена», а у природному та штучному – від «чиста» до «помірно забруднена». Внаслідок перевищення ГДК нітритів найбільш помітні порушення циклу Нітрогену у природній, зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах, а менш відчутні – у штучній. Якість води за вмістом  $\text{NO}_2^-$  у зміненому водному об'єкті варіює від «помірно забруднена» до «забруднена», у істотно зміненому – «помірно забруднена», у природному – від «забруднена» до «сильно забруднена», а у штучному – від «чиста» до «помірно забруднена». За вмістом  $\text{NO}_3^-$  якість води у зміненому водному об'єкті змінюється від «чиста» до «забруднена», у істотно зміненому – від «помірно забруднена» до «сильно забруднена», у природному – від «дуже чиста» до «чиста», а у штучному – від «чиста» до «помірно забруднена».

### 3.2. Зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати як екологічний наслідок порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем

Наслідки порушення циклу Нітрогену у водних об'єктах дуже різноманітні. До них відносять і зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати. Як відомо, неорганічні сполуки Нітрогену є досить рухливими у водоймі, здатні змінювати не лише свою форму, але і концентрацію за певних умов середовища та інтенсивності дії антропогенного навантаження.

У воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) впродовж червня–серпня, листопада та лютого–травня зафіксовано зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік нітратів, що свідчить про переважання процесу нітрифікації [9]. Максимальне відсоткове значення  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  виявлено у травні (93,16), а мінімальне – у березні (58,35). Максимальне відсоткове значення  $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$  встановлено у листопаді (7,17), а мінімальне – у липні (0,61). У вересні, жовтні, грудні та січні виявлено зміщення в бік амонію, що свідчить про активність процесу амоніфікації. Максимальне відсоткове значення амонію зафіксовано у вересні (80,27), а мінімальне – у травні (2,92) (табл. 3.2).

Найбільш виражене зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік амонію характерне для істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.). Зокрема, найбільше відсоткове значення амонію виявлено у вересні (85,02) та лютому (85,49), а найменше – у серпні (1,04). Зміщення в бік нітратів зафіксовано у червні, серпні, березні та травні. Максимальне відсоткове значення  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  характерно для серпня (98,84), а мінімальне – для лютого (10,98). Найвищі відсоткові значення  $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$  встановлено у листопаді (13,07), а мінімальне – у серпні (0,12).

У воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) найчастіше зафіксовано зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік нітратів, що свідчить про переважання процесу нітрифікації. Найвищі відсоткові значення  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  виявлено у лютому (95,36), а найнижчі – у вересні та жовтні (8,06). Максимальне відсоткове значення  $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$  встановлено у жовтні (89,61), а

мінімальне – у лютому (1,29). Щодо амонію, то процес амоніфікації переважає лише у вересні (90,35). Найнижче відсоткове значення амонію характерно для жовтня (2,34).

Таблиця 3.2

Співвідношення вмісту сполук Нітрогену  
у воді гідроекосистем різних типів ( $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_2^- : \text{NO}_3^-$ )

Місяць	р. Стубелка	Хрінницьке вдсх.	оз. Засвітське	Морозівський кар'єр
червень	<u>1 : 0,11 : 3,80</u> 20,35 : 2,34 : 77,31	<u>1 : 0,12 : 2,82</u> 25,40 : 2,95 : 71,65	<u>1 : 1,17 : 1,89</u> 24,74 : 28,75:46,52	<u>1 : 0,32 : 8,62</u> 10,06:3,22:86,72
липень	<u>1 : 0,03 : 3,63</u> 21,48 : 0,61 : 77,91	<u>1 : 0,03 : 0,95</u> 50,50 : 1,61 : 47,88	<u>1 : 1,87 : 5,84</u> 11,49 : 21,47:67,04	<u>1 : 0,12 : 8,31</u> 10,61:1,23:88,15
серпень	<u>1 : 0,10 : 2,17</u> 30,54 : 3,18 : 66,28	<u>1 : 0,12 : 94,81</u> 1,04 : 0,12 : 98,84	<u>1 : 0,34 : 3,05</u> 22,70 : 7,74 : 69,56	<u>1 : 0,45 : 3,06</u> 22,13 : 10,06:67,81
вересень	<u>1 : 0,04 : 0,20</u> 80,27 : 3,35 : 16,38	<u>1 : 0,04 : 0,14</u> 85,02 : 3,26 : 11,72	<u>1 : 0,02 : 0,09</u> 90,35 : 1,59 : 8,06	<u>1 : 0,02 : 0,06</u> 92,55 : 1,88:5,57
жовтень	<u>1 : 0,07 : 0,69</u> 56,71 : 4,19 : 39,10	<u>1 : 0,17 : 0,38</u> 64,37 : 10,97 : 24,66	<u>1 : 38,65 : 3,47</u> 2,34 : 89,61 : 8,06	<u>1 : 0,89 : 3,45</u> 18,72 : 16,75:64,53
листопад	<u>1 : 0,24 : 2,14</u> 29,57 : 7,17 : 63,27	<u>1 : 0,22 : 0,49</u> 58,25 : 13,07 : 28,69	<u>1 : 1,75 : 1,75</u> 22,47:38,78:38,74	<u>1 : 0,20 : 9,55</u> 9,31:1,83:88,86
грудень	<u>1 : 0,03 : 0,37</u> 71,83 : 1,94 : 26,22	<u>1 : 0,02 : 0,22</u> 80,44 : 1,81:17,75	<u>1 : 0,1 : 1,3</u> 40,92 : 4,83:54,25	<u>1 : 0,09 : 0,94</u> 49,18:4,57:46,24
січень	<u>1 : 0,10 : 0,38</u> 67,23 : 7,00 : 25,77	<u>1,0 : 0,21 : 0,64</u> 54,15 : 11,28 : 34,57	<u>1 : 0,7 : 2,6</u> 23,32:16,39:60,29	<u>1 : 0,58 : 5,17</u> 14,82:8,53:76,65
лютий	<u>1 : 0,06 : 2,92</u> 25,13 : 1,51 : 73,37	<u>1 : 0,04 : 0,13</u> 85,49 : 3,53:10,98	<u>1 : 0,4 : 28,4</u> 3,35 : 1,29 : 95,36	<u>1 : 0,38 : 46,54</u> 2,09:0,80:97,11
березень	<u>1 : 0,03 : 1,44</u> 40,54 : 1,11 : 58,35	<u>1,0 : 0,06 : 7,84</u> 11,24 : 0,65 : 88,12	<u>1 : 0,2 : 2,9</u> 24,65:4,55:70,80	<u>1 : 0,05 : 2,51</u> 28,14:1,31:70,55
квітень	<u>1 : 0,06 : 1,75</u> 35,58 : 2,17 : 62,25	<u>1 : 0,01 : 0,39</u> 71,47:0,77:27,76	<u>1 : 0,4 : 7,8</u> 10,86:4,86 : 84,27	<u>1 : 0,13 : 18,96</u> 4,98:0,64:94,39
травень	<u>1 : 1,34 : 31,89</u> 2,92 : 3,92 : 93,16	<u>1,0 : 0,10 : 1,30</u> 41,59 : 4,25 : 54,16	<u>1 : 0,1 : 2,7</u> 26,75:1,52:71,73	<u>1 : 0,11 : 7,66</u> 11,40:1,29:87,31

Примітка: чисельник – співвідношення ( $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_2^- : \text{NO}_3^-$ ); знаменник – у відсотках (%); жирним – зміщення рівноваги в бік амонію, нітритів або нітратів

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) найбільш виражено зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік нітратів [7]. Найвищі відсоткові значення  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  зафіксовано у лютому (97,11), а найнижчі – у вересні (5,57). Максимальне відсоткове значення  $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$  характерно для жовтня (16,75), а мінімальне – для квітня (0,64). Зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік амонію характерне лише для вересня та грудня. Найвищі відсоткові значення амонію виявлено у вересні (92,55), а найнижчі – у лютому (2,09).

Отже, зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік нітратів найбільш виражено у воді р. Стубелка, оз. Засвітське та Морозівського кар'єру, а в бік амонію – у воді Хрінницького вдсх. Відповідно біологічне зв'язування амонію більш активне у змінених, природній та штучній гідроекосистемах, а менш виражене у істотно змінених. Ймовірно менше зв'язування амонію у істотно змінених гідроекосистемі пов'язане з більшим антропогенним впливом. Оскільки на зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати у гідроекосистемах, крім біоти, також впливають джерела їхнього надходження, насамперед, точкові та дифузні.

Відомо, що за умови виявлення у водних об'єктах більших концентрацій амонію ніж нітратів ( $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$ ) значний вплив на формування нітрогенвмісних сполук здійснюють точкові джерела, а якщо, навпаки, ( $\text{NH}_4^+ < \text{NO}_3^-$ ), то вирішальна роль дифузних [11]. Якщо виконується умова  $\text{NH}_4^+ = \text{NO}_3^-$ , то впливають і точкові, і дифузні. Відповідно сполуки Нітрогену у воду р. Стубелка, оз. Засвітське та Морозівського кар'єру переважно надходять з дифузних джерел, а у воду Хрінницького вдсх. – з точкових.

Таким чином, у істотно зміненому водному об'єкті на зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати внаслідок порушення циклу Нітрогену найбільше впливають точкові джерела. У зміненому, природному та штучному більш виражений вплив дифузних джерел. Варто зауважити, що часто вплив дифузних джерел на водні об'єкти нівелюється внаслідок суттєвих змін їхніх кількісних параметрів. Однак дія дифузних джерел дуже важлива, оскільки

призводить до вимивання внаслідок ведення сільського господарства (використання добрив, особливості утримання та випас худоби тощо) нітрогенвмісних сполук, в тому числі і добре розчинних нітратних форм. Найбільш небезпечна сумарна дія точкових і дифузних джерел на водні об'єкти, оскільки зумовлює потрапляння значної кількості забруднювачів. Вони впливають на самоочисний потенціал, стійкість всієї гідроекосистеми, біоту та її здатність підтримувати цикл Нітрогену в оптимальному стані.

### **3.3. Дія гідрохімічних показників водного середовища на цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем**

Швидкість процесів амоніфікації та нітрифікації регулюється низкою показників хімічного складу води, проте, дуже важлива роль температури води, рН та вмісту кисню.

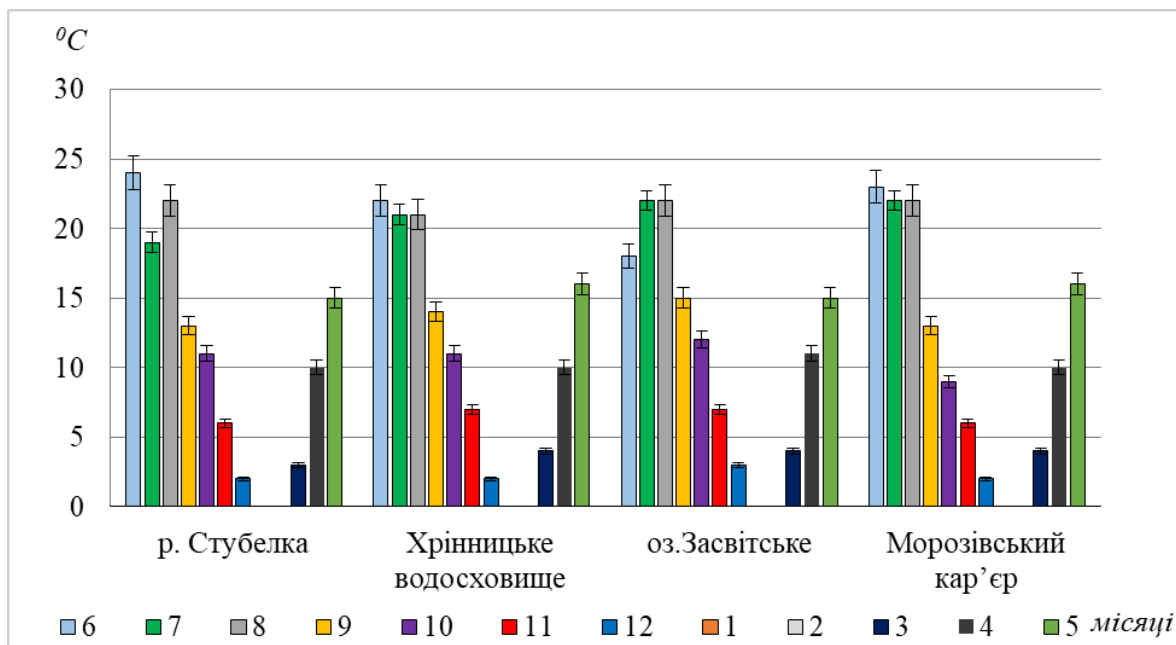
Температура води змінює процеси продуктивності та визначає токсичність усіх присутніх речовин у водних об'єктах. Підвищення температури води сприятливо впливає на ріст нітрифікуючих бактерій. Зниження температури води від 9<sup>0</sup>С до 6<sup>0</sup>С вповільнює, а при 0<sup>0</sup>С цілком припиняє процес нітрифікації.

Для досліджених гідроекосистем характерні однакові закономірності зміни температури води. Зокрема, максимальні температури води відмічені влітку (18–24<sup>0</sup>С), а мінімальні – взимку (0–3<sup>0</sup>С) (рис. 3.4).

Температура води у зміненій гідроекосистемі (р. Стубелка) в червні досягає максимально значення і становить 24<sup>0</sup>С, в липні температура знижується до 19<sup>0</sup>С, а в серпні знову зростає до 22<sup>0</sup>С. Восени температурний режим води зменшується до 13<sup>0</sup>С у вересні, 11<sup>0</sup>С у жовтні, а у листопаді до 6<sup>0</sup>С. Впродовж зимових місяців температура води змінюється від 2<sup>0</sup>С у грудні до 0<sup>0</sup>С у січні та лютому. Навесні температура води зростає до 3<sup>0</sup>С у березні, 10<sup>0</sup>С у квітні та до 15<sup>0</sup>С у травні.

У істотно зміненій гідроекосистемі (Хрінницькому вдсх.) температура води впродовж літніх місяців змінюється від 22<sup>0</sup>С у червні до 21<sup>0</sup>С у липні та серпні. Восени температура води закономірно зменшується до 14<sup>0</sup>С у вересні, до 11<sup>0</sup>С у жовтні, а у листопаді до 7<sup>0</sup>С. Впродовж зимових місяців температура води варіює

в межах  $0^{\circ}\text{C}$ – $2^{\circ}\text{C}$ , а весняних в межах  $4^{\circ}\text{C}$ – $16^{\circ}\text{C}$ .



**Рис. 3.4.** Зміни температури води у гідроекосистемах різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Температура води у природній гідроекосистемі (оз. Засвітське) складає  $18^{\circ}\text{C}$  у червні,  $22^{\circ}\text{C}$  у липні та серпні. У вересні та жовтні температура не суттєво змінюється і становить  $15^{\circ}\text{C}$  та  $12^{\circ}\text{C}$ , а в листопаді знижується до  $7^{\circ}\text{C}$ . Впродовж грудня-лютого температура води змінюється в межах  $0^{\circ}\text{C}$ – $3^{\circ}\text{C}$ . Навесні температура води підвищується до  $3^{\circ}\text{C}$  у березні,  $11^{\circ}\text{C}$  у квітні та до  $15^{\circ}\text{C}$  у травні.

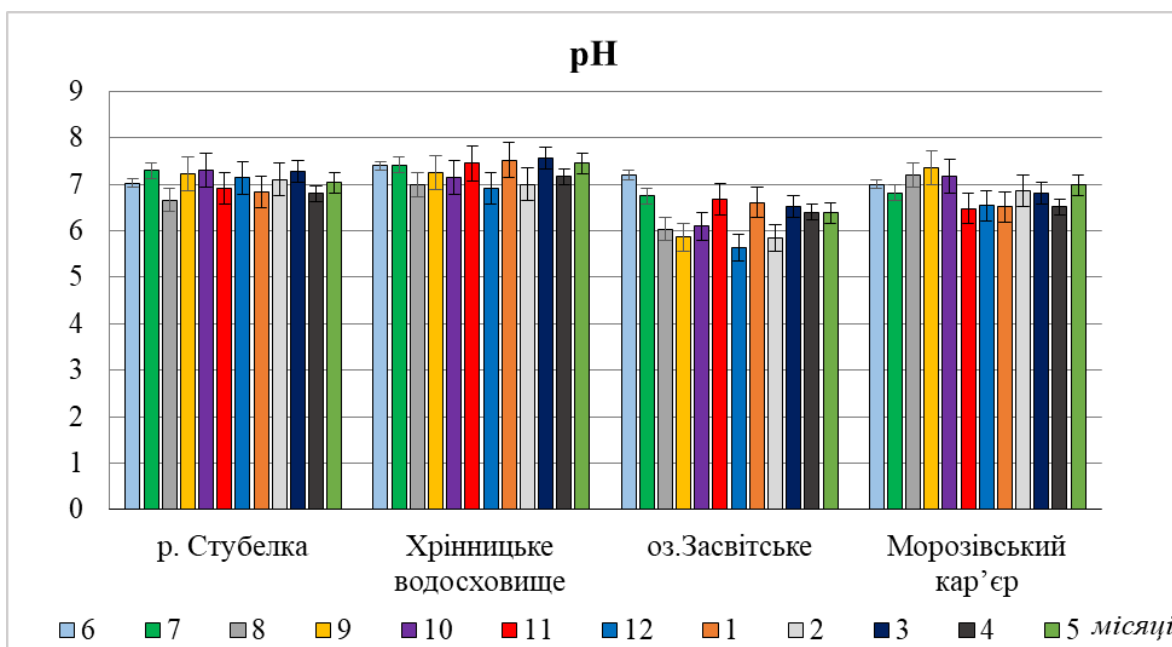
Впродовж літніх місяців температура води у штучній гідроекосистемі (Морозівському кар'єрі) змінюється в межах  $22^{\circ}\text{C}$ – $23^{\circ}\text{C}$ . Восени температура води знижується до  $13^{\circ}\text{C}$  у вересні, до  $9^{\circ}\text{C}$  у жовтні, а у листопаді до  $6^{\circ}\text{C}$ . Взимку температура води змінюється від  $0^{\circ}\text{C}$  до  $2^{\circ}\text{C}$ , навесні – від  $4^{\circ}\text{C}$  до  $16^{\circ}\text{C}$ .

Аналізуючи зміни температури води усіх досліджених гідроекосистем слід відзначити максимальне її зростання влітку. Впродовж вересня, жовтня температура води змінюється несуттєво, однак у листопаді зменшується більше ніж вдвічі. Взимку та в перший весняний місяць температура води складає  $0^{\circ}\text{C}$ – $4^{\circ}\text{C}$ , що зумовлює зниження процесу нітрифікації та відповідно пояснює зростання концентрації нітрогену амонійного у цей період, особливо у р. Стубелка та Хрінницькому вдсх. У змінених та істотно змінених гідроекосистемах виявлено обернену помірну кореляцію між температурою води

та вмістом нітрогену амонійного ( $r = -0,33$  та  $r = -0,49$ ), а з нітратами – пряму слабку та помірну ( $r = 0,22$  та  $r = 0,39$ ).

pH води визначає особливості та швидкість проходження хімічних (стан, кількість, стійкість, трансформація та міграція елементів тощо) та біологічних (ріст, розвиток та життєдіяльність біоти) процесів у гідроекосистемах. Високі значення pH можуть негативно впливати на цикл Нітрогену, оскільки призводять до збільшення вмісту вільного аміаку, що інгібує процес нітрифікації. Для оптимального росту нітратних та нітратних бактерій характерні різні показники активної реакції води. Так, для нітритних найкращі показники розвитку при значенні pH від 5,5 до 7,3, а для нітратних бактерій – від 7,0 до 9,3 [4].

Величина pH у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні та липні становить 7,03 і 7,30. У серпні pH знижується до 6,66, що складає його найменше значення за весь період дослідження. Восени pH змінюється від 7,22 у вересні до 7,30 у жовтні. Взимку pH варіює в межах 6,80 у січні до 7,14 у грудні. Навесні найвищі значення pH зафіксовані у березні, що складає 7,28, а найнижчі у квітні – 6,80 (рис. 3.5).



**Рис 3.5. Зміни показника pH у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.**

У істотно зміненій гідроекосистемі (Хрінницькому вдсх.) величина pH у червні місяці складає 7,40. У липні 7,42, а у серпні знижується до 6,99. Восени pH



варіюють від 7,15 у жовтні до 7,45 у листопаді. У грудні показник рН знижується до 6,91, а у січні знову зростає до 7,5. У весняні місяці найвищий показник рН зафіксовано у березні –7,56, а найнижчий у квітні – 7,17.

Максимальне значення рН у природній гідроекосистемі (оз. Засвітське) зафіксовано у червні, що становить 7,2. Впродовж липня, серпня і вересня рН поступово знижується до 6,75, 6,04 та 5,86. У жовтні рН у оз. Засвітське становить 6,10, а у листопаді зростає до 6,68. У грудні, січні та лютому рН складає 5,64, 6,60 та 5,84. Навесні рН у оз. Засвітське зростає і змінюється впродовж березня-травня від 6,38 до 6,52.

У штучній гідроекосистемі (Морозівському кар'єрі) рН у червні становить 7,0, у липні – 6,81, а у серпні – 7,20. Максимальний вміст рН зафіксовано у вересні, що складає 7,35. Восени рН змінюється від 7,18 у жовтні до 7,35 у вересні. У кар'єрі рН варіює взимку в межах 6,50 у січні до 6,86 у лютому. Навесні рН варіює від 6,52 у квітні до 6,98 у травні.

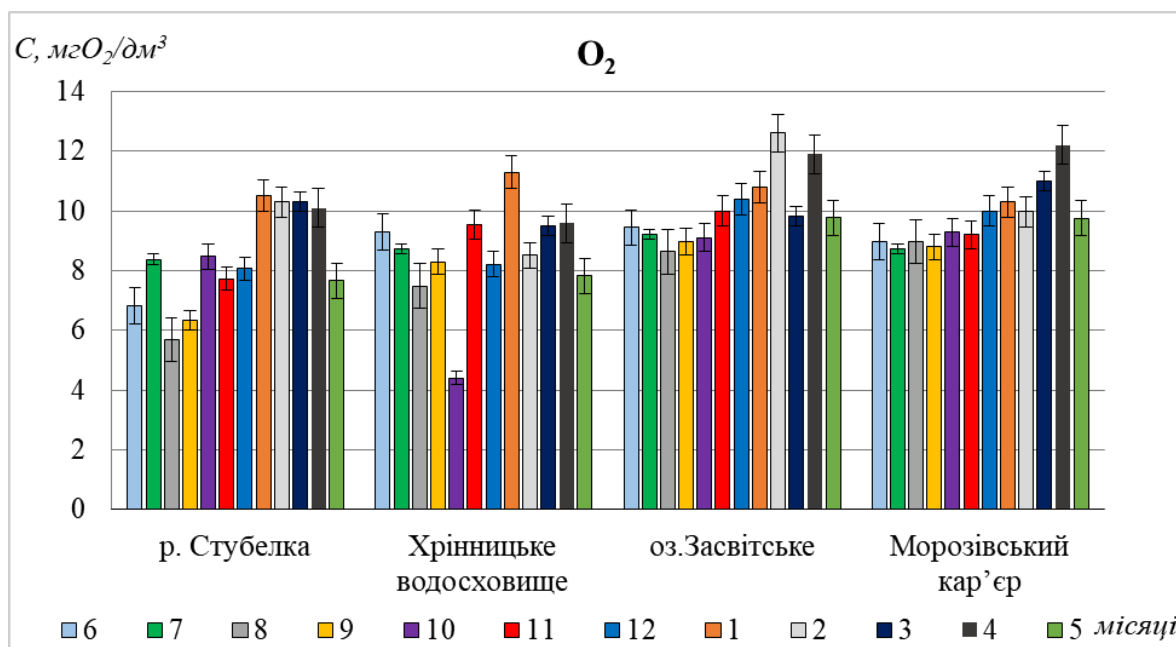
У р. Стубелка та Хрінницькому вдсх. максимальне підвищення рН зафіксовано у березні, у оз. Засвітське – у червні, а в Морозівському кар'єрі у вересні, що співвідноситься зі зростання концентрації нітрогену амонійного у зазначені місяці.

Значення рН у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: істотно змінена > змінена > штучна > природна (Хрінницьке вдсх., р. Стубелка, Морозівський кар'єр, оз. Засвітське). У істотно зміненій гідроекосистемі виявлено обернену помірну кореляцію між рН та вмістом амонію та нітратів ( $r = -0,57$  та  $r = -0,33$ ), у зміненій – пряму помірну між рН та вмістом амонію ( $r = 0,48$ ), нітратів ( $r = 0,34$ ), у штучній – пряму між рН та вмістом амонію ( $r = 0,38$ ), а обернену з нітратами ( $r = -0,31$ ) (Додаток Г).

Кисень є потужним природним окиснювачем, що активізує окисно-відновні процеси водного об'єкту. Вміст кисню впливає не лише на якість води, процеси самовідновлення, самоочищення, але і на трансформацію елементів, в тому числі і на цикл Нітрогену у гідроекосистемі. Найбільш помітна дія кисню під час біологічного окиснення амонійних сполук нітрифікуючими бактеріями, тому що

процес утворення нітратів завжди є кисневитратним. Високі концентрації кисню у воді змінюють рівень стійкості нітрогену амонійного, оскільки при взаємодії з киснем він переходить в нітрит-іон, який, у свою чергу, перетворюється у нітрат-іон [3, 13].

У воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) розчинений кисень у червні становить  $6,84 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , у липні –  $8,38 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , а у серпні знижується до  $5,70 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Восени розчинений кисень у воді варіює від  $6,35 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  до  $8,47 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . У грудні даний показник складає  $8,06 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , а вже наступний місяць він зростає до  $10,5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , і так коливається в межах  $10,01\text{--}10,30 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  впродовж лютого-квітня. Вміст розчиненого у воді кисню у травні різко знижується і складає  $7,66 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  (рис. 3.6).



**Рис. 3.6.** Зміни вмісту розчиненого кисню у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст розчиненого кисню у літній період варіює від  $7,49 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  у серпні до  $9,28 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  у червні. У вересні даний показник становить  $8,30 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , а в жовтні раптово спадає майже вдвічі і складає  $4,4 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . У листопаді вміст розчиненого кисню нормалізується і досягає значення  $9,54 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . У зимовий період вміст розчиненого кисню у воді максимальний. Зокрема, у січні

концентрація розчиненого кисню складає  $11,3 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ . Весною даний показник складає  $9,49 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у березні,  $9,58 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у квітні та  $7,82 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у травні.

Концентрація розчиненого кисню у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) в червні становить  $9,44 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ , у липні –  $9,22 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ , а в серпні –  $8,63 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ . Восени вміст розчинного кисню у воді змінювався від  $9,11 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у жовтні до  $10 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у листопаді. Найвищі показники розчиненого кисню у воді характерні для зимових місяців. Зокрема, концентрація розчиненого кисню варіює від  $10,4 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у грудні до  $12,6 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у лютому. У весняні місяці найвищий вміст розчиненого кисню у квітні, що становить  $11,9 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ , а найменший у травні, що складає  $9,77 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ .

Розчинений кисень у воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) впродовж червня-серпня змінюється від  $8,72 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  до  $8,96 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ . У осінній період показник варіює від  $8,79 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у вересні до  $9,28 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у жовтні. Взимку вміст розчиненого кисню у воді складає  $10,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у грудні,  $10,3 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у січні та  $9,97 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у лютому. Досить високі значення вмісту розчиненого кисню у воді Морозівського кар'єру зафіксовано навесні. Зокрема, концентрація кисню змінюється від  $9,76 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у травні до  $12,20 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  у грудні.

Високі значення вмісту у воді розчиненого кисню зафіксовано взимку (Хрінницьке вдсх., р. Стубелка, оз. Засвітське) та навесні (Морозівський кар'єр) за більш низьких температур води, коли вповільнюється чи повністю припиняються процеси окиснення та знижується ріст фітопланктону. Низькі значення концентрації у воді розчиненого кисню виявлено влітку (р. Стубелка, оз. Засвітське, Морозівський кар'єр) та восени (Хрінницьке вдсх.), коли зростає температура води та відбувається інтенсивний ріст та розвиток фітопланктону.

Для води оз. Засвітське та Морозівського кар'єру характерні вищі концентрації розчиненого кисню ніж в інших досліджених гідроекосистемах. За таких умов нітроген амонійний нестійкий та переходить в іншу форму, що пояснює його низькі концентрації в озері та кар'єрі впродовж всього дослідження (за винятком вересня). Для р. Стубелка та Хрінницького вдсх. вміст розчиненого

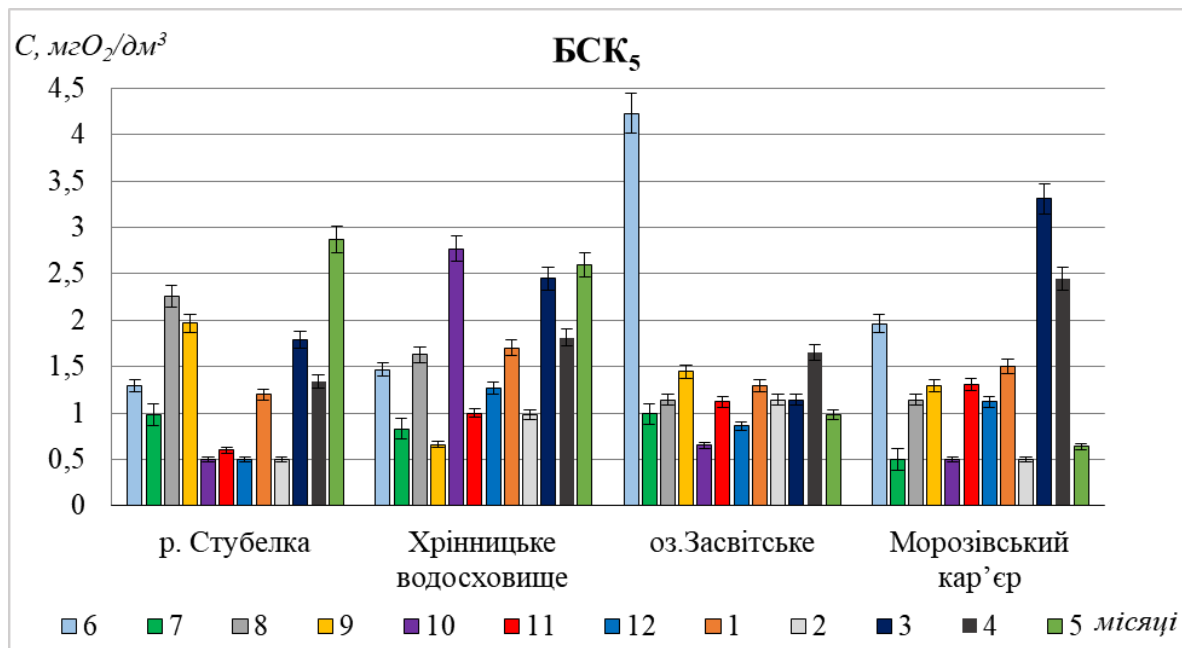
кисню нижчий, що вповільнює окиснення нітрогену амонійного та призводить до зростання його вмісту у воді, що перевищує ГДК.

Вміст розчиненого кисню у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: природна > штучна > істотно змінена > змінена (оз. Засвітське, Морозівський кар'єр, Хрінницьке вдсх., р. Стубелка). У природній та штучній гідроекосистемі встановлено обернену кореляцію між вмістом розчиненого кисню та нітрогеном амонійним ( $r = -0,43$  та  $r = -0,31$ ) та нітритами ( $r = -0,31$  та  $r = -0,55$ ). Також у природній гідроекосистемі виявлено пряму помірну кореляцію між вмістом розчиненого кисню та нітратами ( $r = 0,46$ ) (Додаток Г).

Рівень забруднення гідроекосистем та вміст органічних речовин, які здатні легко окиснюватися, відображає біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК<sub>5</sub>). Висока кількість забруднюючих речовин під час їхнього окиснення зумовлює зниження розчиненого у воді кисню. Найчастіше високі показники БСК<sub>5</sub> характерні для забруднених водойм, а більш низькі – для чистих водойм [14].

Вміст БСК<sub>5</sub> у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) у червні складає 1,30 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, у липні 0,98 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в серпні зростає до 2,26 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У вересні концентрація БСК<sub>5</sub> становить 1,97 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Впродовж жовтня–грудня показник різко знижується до 0,5–0,6 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У січні вміст БСК<sub>5</sub> складає 1,2 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в лютому знову знижується до 0,5 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У весняні місяці БСК<sub>5</sub> змінюється від 1,34 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у квітні до 2,87 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у травні (рис. 3.7).

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) концентрація БСК<sub>5</sub> у червні становить 1,47 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в липні зменшується до 0,83 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, проте, у серпні знову збільшується до 1,63 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У вересні вміст БСК<sub>5</sub> досягає мінімальних показників і складає 0,66 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в жовтні максимальних – 2,77 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У листопаді концентрація БСК<sub>5</sub> різко знижується до 1,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У грудні вміст БСК<sub>5</sub> становить 1,27 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в січні підвищується до 1,7 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Концентрація БСК<sub>5</sub> у лютому зменшується до 0,98 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Навесні концентрація БСК<sub>5</sub> змінюється від 1,81 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у квітні до 2,60 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у травні.



**Рис. 3.7.** Зміни вмісту БСК<sub>5</sub> у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Вміст БСК<sub>5</sub> у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) в червні становить 4,23 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 1,41 рази (ГДК(БСК<sub>5</sub>)рибгосп. = 3 мг/дм<sup>3</sup>). У липні вміст БСК<sub>5</sub> знижується до 0,99 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в серпні зростає до 1,14 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Концентрація БСК<sub>5</sub> у вересні складає 1,45 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, в жовтні знижується до 0,65 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, однак, вже у листопаді зростає до 1,12 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Взимку вміст БСК<sub>5</sub> змінюється від 0,86 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у грудні до 1,30 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у січні. Концентрація БСК<sub>5</sub> навесні варіює від 0,98 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у травні до 1,65 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у квітні.

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст БСК<sub>5</sub> в червні складає 1,96 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в липні знижується до 0,50 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У серпні та вересні концентрація БСК<sub>5</sub> складає 1,14 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 1,30 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У жовтні вміст БСК<sub>5</sub> знижується до 0,50 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, проте, у листопаді зростає до 1,31 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У грудні, січні та лютому БСК<sub>5</sub> складає 1,12 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, 1,50 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 0,50 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У березні вміст БСК<sub>5</sub> досягає максимальних значень і складає 3,31 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 1,1 рази. У квітні концентрація БСК<sub>5</sub> становить 2,45 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а в травні знижується до 0,64 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

Таким чином, вміст БСК<sub>5</sub> знаходиться в межах ГДК у р. Стубелка та

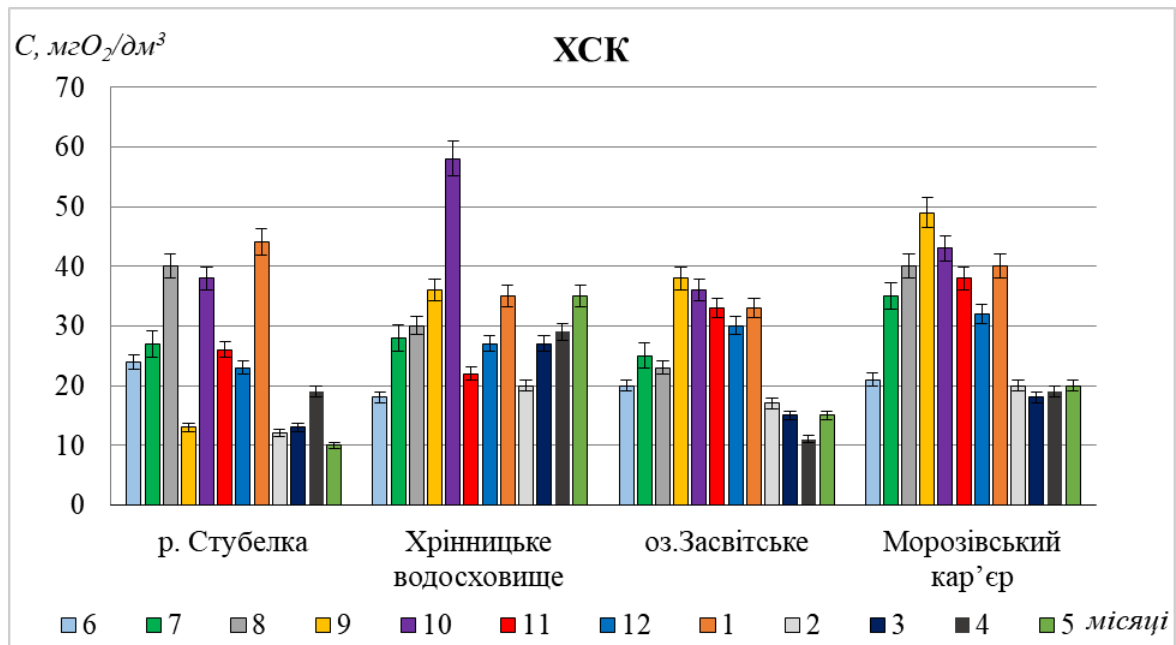
Хрінницькому вдсх. У оз. Засвітське концентрація БСК<sub>5</sub> перевищує ГДК у 1,4 рази у червні, а у Морозівському кар'єрі у 1,1 рази у березні, що свідчить про посилення окиснення органічних речовин у зазначені місяці.

Концентрація БСК<sub>5</sub> у воді гідроекосистем змінюється наступним чином: істотно змінена > природна > штучна > змінена (Хрінницьке вдсх. > оз. Засвітське > Морозівський кар'єр > р. Стубелка). У зміненій гідроекосистемі встановлено обернену середню кореляцію між БСК<sub>5</sub> та нітрогеном амонійним ( $r = -0,57$ ,  $p < 0,05$ ) та нітритами ( $r = -0,35$ ). Обернена кореляція між БСК<sub>5</sub> та нітрогеном амонійним характерна і для істотно зміненої гідроекосистеми ( $r = -0,33$ ). У штучній гідроекосистемі виявлено обернену кореляцію між БСК<sub>5</sub> та нітритами ( $r = -0,50$ ) (Додаток Г).

Надходження різноманітних речовин до гідроекосистеми, в тих чи інших концентраціях, призводить до витрачання певного відсотку кисню на їхнє окиснення та зумовлює пригнічення, чи навпаки, посилення розвитку гідробіонтів, що в свою чергу впливає на процеси перетворення нітрогеновмісних сполук та відповідно і весь цикл Нітрогену. До важливих показників, що відображають зазначені особливості та свідчить про органічне забруднення води, відносять хімічне споживання кисню (ХСК). Також ХСК відображає самоочисну здатність водних об'єктів [13].

Вміст ХСК у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні становить 24 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 1,5 рази, а в липні зростає до 27 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та вище ГДК у 1,8 рази (ГДК(ХСК)рибгосп. = 15 мг/дм<sup>3</sup>). У серпні ХСК різко зростає до 40 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 2,7 рази. У вересні вміст ХСК знижується до 13 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Вміст ХСК у жовтні складає 38 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що більше ГДК у 2,5 рази. У листопаді вміст ХСК становить 26 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що у 1,7 рази перевищує ГДК. У січні виявлено максимальний вміст ХСК у р. Стубелка, що становить 44,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та у 2,9 рази перевищує ГДК. У лютому та березні вміст ХСК знижується до 12 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 13 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У квітні ХСК становить 19 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 1,26 рази. У травні вміст ХСК знижується до 10 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (рис. 3.8).

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст ХСК у червні складає  $18 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  і перевищує ГДК у 1,2 рази, а впродовж липня, серпня, вересня зростає до  $28 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ,  $30 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  та  $36 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що також перевищує ГДК у 1,7–2,4 рази. Максимальний вміст ХСК у Хрінницькому вдсх. виявлений у жовтні і складає  $58 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 3,9 рази. У листопаді та грудні вміст ХСК становить  $22 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  і  $27 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 1,5–1,8 рази. У січні вміст ХСК у Хрінницькому вдсх. складає  $35 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 2,3 рази. У лютому вміст ХСК складає  $20 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 1,3 рази. Навесні вміст ХСК змінюється від  $27 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  у березні до  $35 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  у травні, що перевищує ГДК у 1,8–2,3 рази.



**Рис. 3.8.** Зміни вмісту ХСК у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Вміст ХСК у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) в червні, липні та серпні становить  $20 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ,  $25 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  та  $23 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 1,3 рази, 1,7 рази та 1,5 рази. Максимальний вміст ХСК зафіксовано у вересні і складає  $38 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 2,5 рази. У жовтні та листопаді вміст ХСК знижується до  $36 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  та  $33 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 2,4 та 2,2 рази. У грудні та січні ХСК складає  $30 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  та  $33 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 2,0–2,2 рази. У лютому показник значно знижується і становить  $17 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ , що перевищує ГДК у 1,1 рази. Впродовж весняних місяців вміст

ХСК у оз. Засвітське варіює від 11 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> до 15 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст ХСК у червні складає 21 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 1,4 рази. У липні та серпні даний показник зростає до 35 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 40 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 2,3–2,7 рази. Максимальний вміст ХСК виявлений у вересні, що складає 49 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та перевищує ГДК у 3,3 рази. У жовтні та листопаді вміст ХСК становить 43 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 38 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що вище ГДК у 2,9 та 2,5 рази. Взимку вміст ХСК варіює від 20 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у лютому та 40 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у січні, що перевищує ГДК у 1,3–2,7 рази. Навесні концентрація ХСК змінюється від 18 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у березні та 20 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у травні, що вище ГДК у 1,2–1,3 рази.

Для всіх досліджених гідроекосистем характерно періодичне перевищення допустимих значень ХСК від 1,20 до 3,87 рази, що відображає процеси активного споживання кисню у процесі окиснення органічних речовин.

Вміст ХСК у воді гідроекосистем змінюється наступним чином: штучна > істотно змінена > природна > змінена (Морозівський кар'єр > Хрінницьке вдсх. > оз. Засвітське > р. Стубелка). У зміненій гідроекосистемі виявлено обернену кореляцію між ХСК та вмістом нітрогену амонійного та нітратами ( $r = -0,22$  та  $r = -0,26$ ). Обернену кореляцію між ХСК та вмістом нітрогену амонійного встановлено у істотно зміненій гідроекосистемі ( $r = -0,24$ ), а пряму з нітритами ( $r = 0,25$ ). У природній гідроекосистемі встановлено обернену кореляцію між ХСК та нітратами ( $r = -0,55$ ,  $p < 0,05$ ), а пряму з вмістом амонію ( $r = 0,32$ ) та нітритами ( $r = 0,37$ ). У штучній гідроекосистемі виявлено середню пряму кореляцію між ХСК та нітритами ( $r = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ), з амонієм – помірну ( $r = 0,46$ ), а обернену – з нітратами ( $r = -0,36$ ) (Додаток Г).

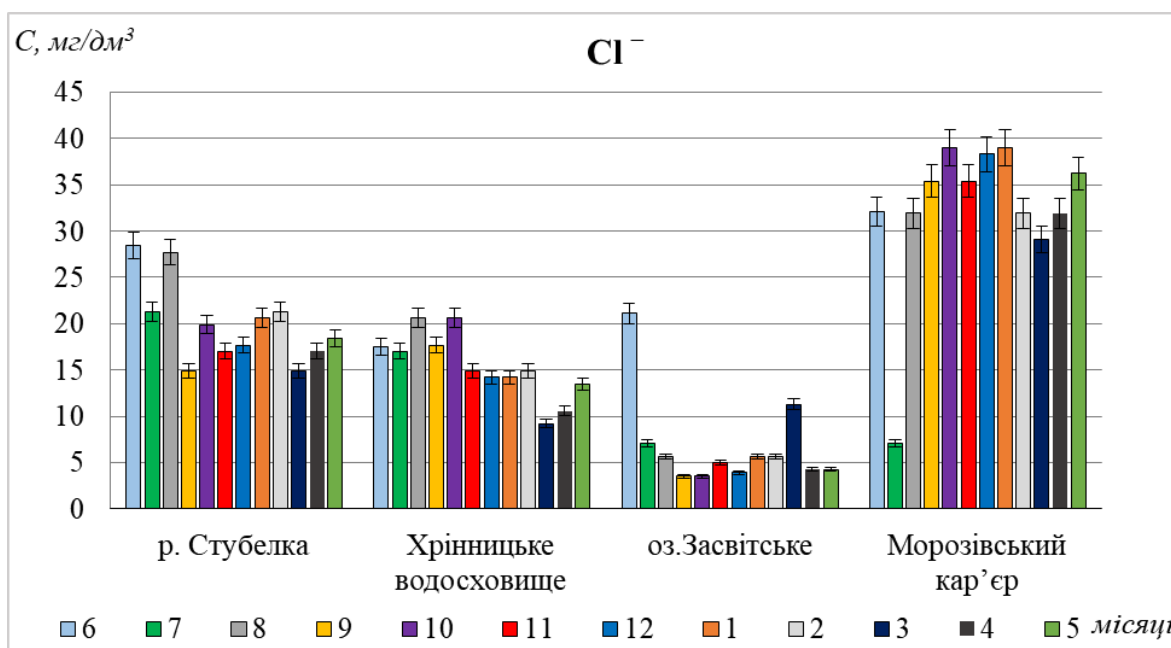
Відомо, що мінералізація (іонний склад) води, в тому числі і присутність хлоридів, сульфатів та фосфатів, протидіє шкідливому впливу на гідробіонтів підвищеного вмісту сполук Нітрогену [19, 20]. Наприклад, за певних концентрацій у воді хлориди здатні знижувати токсичність нітритів. Захисний ефект проявляється зростанням толерантності до нітритів у лосося срібного (*Oncorhynchus kisutch* Walbaum) за умови високого вмісту хлорид-іонів у воді [18].



Також антагоністичний взаємовплив проявляється між хлоридами і нітратами, оскільки високі концентрації  $\text{Cl}^-$  пригнічують швидкість поглинання видами  $\text{NO}_3^-$ , і навпаки [10].

Завдяки високій міграційній здатності хлориди постійно присутні у гідроекосистемах, проте, суттєве збільшення їхнього вмісту найчастіше пов'язують зі стічними водами промислових та комунально-побутових підприємств, атмосферними опадами, розчиненням мінералів, що містять хлор [10].

Вміст хлоридів у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) влітку змінюється від  $21,3 \text{ мг/дм}^3$  у липні до  $28,4 \text{ мг/дм}^3$  у червні. Восени концентрація хлоридів знижується і варіює в межах від  $14,9 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $19,9 \text{ мг/дм}^3$  у жовтні. Взимку вміст хлоридів змінюється від  $17,7 \text{ мг/дм}^3$  у грудні до  $21,3 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Навесні концентрація хлоридів у воді р. Стубелка варіює від  $14,9 \text{ мг/дм}^3$  у березні до  $18,4 \text{ мг/дм}^3$  у травні (рис. 3.9).



**Рис. 3.9.** Зміни вмісту хлоридів у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст хлоридів влітку змінюється від  $17,0 \text{ мг/дм}^3$  у липні до  $20,6 \text{ мг/дм}^3$  у серпні. Концентрація хлоридів у осінні місяці змінюється наступним чином: у вересні –  $17,7 \text{ мг/дм}^3$ , у жовтні –  $20,6 \text{ мг/дм}^3$ , а у листопаді –  $14,9 \text{ мг/дм}^3$ . У зимовий період

зміни концентрації хлоридів незначні, а саме: 14,2 мг/дм<sup>3</sup> у грудні та січні та 14,9 мг/дм<sup>3</sup> у лютому. Навесні вміст хлоридів варіює від 9,22 мг/дм<sup>3</sup> у березні до 13,5 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

Вміст хлоридів у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) в червні складає 21,1 мг/дм<sup>3</sup>, а в липні – 7,1 мг/дм<sup>3</sup>, а вже у серпні знижується до 5,7 мг/дм<sup>3</sup>. У осінній період зафіксовано незначні коливання хлоридів. Зокрема, вміст хлоридів складає 3,5 мг/дм<sup>3</sup> у вересні та жовтні, а у листопаді – 4,96 мг/дм<sup>3</sup>. Взимку концентрація хлоридів змінюється від 3,9 мг/дм<sup>3</sup> у грудні до 5,7 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Навесні вміст хлоридів у воді оз. Засвітське варіює від 11,3 мг/дм<sup>3</sup> у березні до 4,3 мг/дм<sup>3</sup> у квітні та травні.

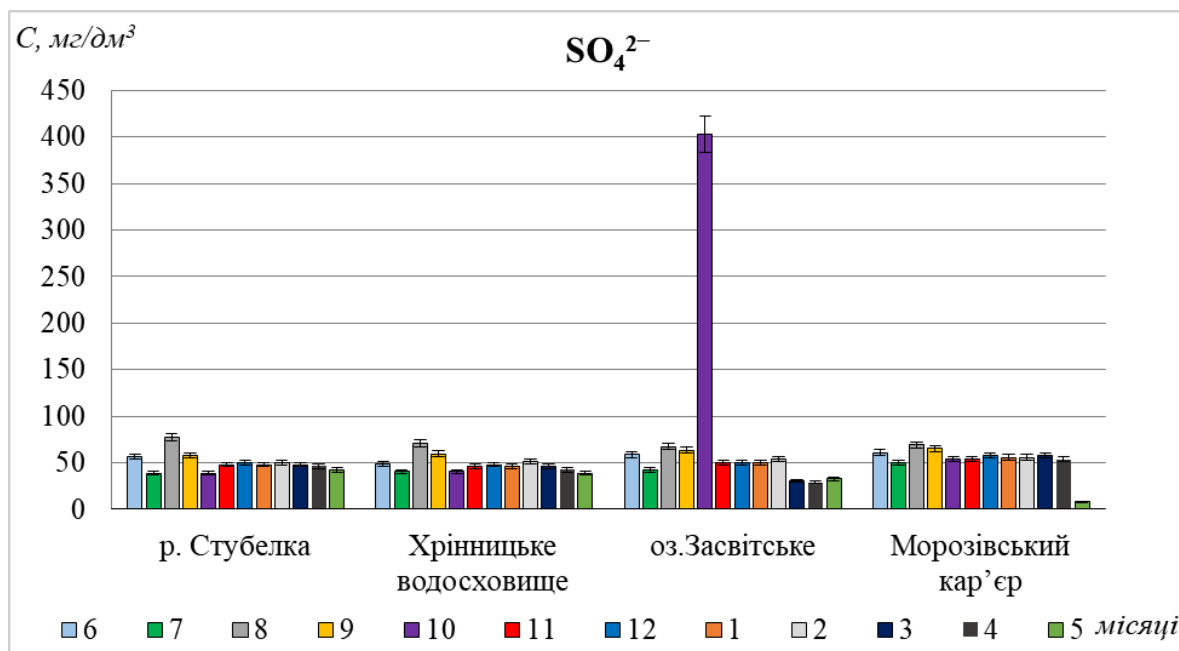
У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст хлоридів у червні складає 32,1 мг/дм<sup>3</sup>, а у липні знижується до 7,1 мг/дм<sup>3</sup> та знову зростає до 31,9 мг/дм<sup>3</sup> у серпні. Восени вміст хлоридів змінюється від 35,4 мг/дм<sup>3</sup> у вересні до 39,0 мг/дм<sup>3</sup> у жовтні. У зимові місяці концентрація хлоридів коливається 31,9 мг/дм<sup>3</sup> у лютому до 39,0 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Вміст хлоридів у воді Морозівського кар'єру навесні варіює від 29,1 мг/дм<sup>3</sup> у березні до 36,2 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

У всіх гідроекосистемах концентрація хлоридів знаходиться в межах допустимих значень (ГДК(Cl<sup>-</sup>)рибгосп. = 300 мг/дм<sup>3</sup>). Водночас найвищі значення вмісту хлоридів зафіксовано у воді штучної гідроекосистеми. Зокрема, вміст хлоридів у воді гідроекосистем змінюється наступним чином: штучна > змінена > істотно змінена > природна (Морозівський кар'єр > р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > оз. Засвітське). Середню обернену кореляцію виявлено між хлоридами та нітратами ( $r = -0,65$ ,  $p < 0,05$ ) у штучній гідроекосистемі. У істотно зміненій та природній встановлено пряму помірну та слабку кореляцію між хлоридами та нітратами ( $r = 0,39$  та  $r = 0,24$ ). У зміненій гідроекосистемі встановлено обернену слабку кореляцію між хлоридами та вмістом амонію ( $r = -0,24$ ) (Додаток Г).

Підвищення концентрації сульфатів у гідроекосистемах найчастіше відбувається внаслідок відмирання біоти, окиснення речовин та надходження з підземним стоком [6, 8]. Відомо, що поглинання сірки рослинами відбувається у формі сульфатів. Ензими, які здійснюють активацію сульфату та його відновлення

в рослині інгібуються нітратами. Недостатня кількість сірки зумовлює вповільнення відновлення та асиміляції нітрогенвмісних сполук рослинами, що відповідно впливає на їхні концентрації у водних об'єктах та включення у цикл Нітрогену. Проте негативно діють на рослини низькі концентрації сірки, оскільки відбувається пригнічення метаболічних процесів. Насамперед, порушується синтез амінокислот і білків, призупиняється формування хлоропластів [9].

Вміст сульфатів у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні становить 56,8 мг/дм<sup>3</sup>, а у липні знижується до 38,4 мг/дм<sup>3</sup>, проте, вже у серпні підвищується до 77,8 мг/дм<sup>3</sup>. У вересні концентрація сульфатів знову знижується до 57,6 мг/дм<sup>3</sup>, а в жовтні – до 38,4 мг/дм<sup>3</sup>. У листопаді зафіксовано зростання вмісту сульфатів до 48 мг/дм<sup>3</sup>. Взимку концентрація сульфатів варіює від 48,0 мг/дм<sup>3</sup> у січні до 50,0 мг/дм<sup>3</sup> у грудні та лютому. Весною вміст сульфатів найбільше знижується у травні та становить 42,3 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 3.10).



**Рис. 3.10.** Зміни вмісту сульфатів у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст сульфатів у червні складає 49 мг/дм<sup>3</sup>, у липні – 40,3 мг/дм<sup>3</sup>, а у серпні зростає у 1,8 рази та становить 71,1 мг/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація сульфатів змінюється від 40,3 мг/дм<sup>3</sup> у жовтні до 46,1 мг/дм<sup>3</sup> у листопаді. Взимку вміст сульфатів варіює

від 46,1 мг/дм<sup>3</sup> у січні до 51,9 мг/дм<sup>3</sup> у лютому. У весняні місяці концентрація сульфатів змінюється в межах 46,1 мг/дм<sup>3</sup> у березні та 38,4 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

Вміст сульфатів у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) у червні становить 58,8 мг/дм<sup>3</sup>, в липні – 42,3 мг/дм<sup>3</sup>, а в серпні – 67,2 мг/дм<sup>3</sup>. У вересні концентрація сульфатів складає 63,4 мг/дм<sup>3</sup>, а в жовтні раптово зростає до 403 мг/дм<sup>3</sup>, що перевищує ГДК у 4,0 рази. Вже у листопаді вміст сульфатів нормалізується і становить 50 мг/дм<sup>3</sup>. Така концентрація сульфатів підтримується впродовж грудня та січня, однак, вже у лютому підвищується до 53,8 мг/дм<sup>3</sup>. Навесні вміст сульфатів варіює від 28,8 мг/дм<sup>3</sup> у квітні до 32,7 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

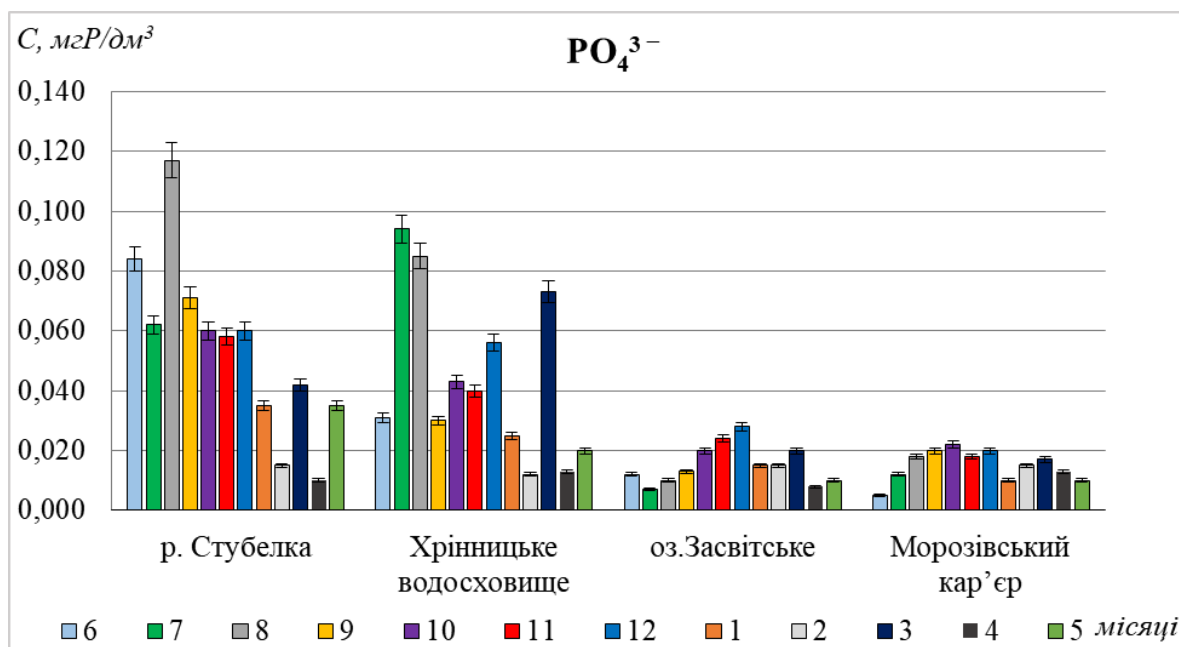
У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) влітку вміст сульфатів змінюється від 50 мг/дм<sup>3</sup> у липні до 69,2 мг/дм<sup>3</sup> у серпні. У вересні показник понижується до 65,3 мг/дм<sup>3</sup>, а в жовтні та листопаді до 53,8 мг/дм<sup>3</sup>. Взимку вміст сульфатів коливається в межах 57,6 мг/дм<sup>3</sup> у грудні до 55,7 мг/дм<sup>3</sup> у січні та лютому. У весняні місяці концентрація сульфатів змінюється від максимального значення у березні – 57,6 мг/дм<sup>3</sup> до мінімального у травні – 8,07 мг/дм<sup>3</sup>.

Концентрація сульфатів у всіх гідроекосистемах не перевищує ГДК (ГДК(SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)рибгосп. = 100 мг/дм<sup>3</sup>). Вміст сульфатів у воді гідроекосистем змінюється наступним чином: природна > штучна > змінена > істотно змінена (оз. Засвітське > Морозівський кар'єр > р. Стубелка > Хрінницьке вдсх.). Середню пряму кореляцію виявлено між вмістом сульфатів та нітратами у істотно зміненій гідроекосистемі ( $r= 0,76$ ,  $p<0,01$ ), а з нітритами тісну у природній ( $r= 0,98$ ,  $p<0,01$ ). Обернену кореляцію виявлено між сульфатами та нітратами у штучній та зміненій гідроекосистемах ( $r= -0,56$  та  $r= -0,33$ ) (Додаток Г).

До сполук, що впливають на продуктивність гідроекосистем, належать фосфати. Вони беруть участь у процесі фотосинтезу та є необхідними компонентами для розвитку гідробіонтів, в тому числі і фітопланктону. Високі концентрації фосфатів зумовлюють евтрофікацію та відповідно змінюють показники якості води. Важливими джерелами потрапляння фосфатів до гідроекосистем є вивітрювання та розчинення порід, що містять ортофосфати,

надмірне використання фосфорних добрив, а також миючих засобів, процеси життєдіяльності та відмирання біоти, вивільнення з донних відкладів. Крім того, фосфати інтенсивно надходять з сільськогосподарськими стоками, скидами стічних вод з очисних споруд та промислових об'єктів [8, 16, 17, 21].

Вміст фосфатів у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні становить 0,084 мгР/дм<sup>3</sup>, в липні знижується до 0,062 мгР/дм<sup>3</sup>, а в серпні зростає у 1,9 рази та складає 0,117 мгР/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація фосфатів змінюється від 0,071 мгР/дм<sup>3</sup> у вересні до 0,058 мгР/дм<sup>3</sup> у листопаді. У грудні вміст фосфатів складає 0,060 мгР/дм<sup>3</sup>, в січні зменшується до 0,035 мгР/дм<sup>3</sup>, а в лютому до 0,015 мгР/дм<sup>3</sup>. Концентрація фосфатів у березні становить 0,042 мгР/дм<sup>3</sup>, в квітні знижується до 0,010 мгР/дм<sup>3</sup>, а в травні знову зростає до 0,035 мгР/дм<sup>3</sup> (рис. 3.11).



**Рис. 3.11.** Зміни вмісту фосфатів у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст фосфатів у червні складає 0,031 мгР/дм<sup>3</sup>, у липні зростає до 0,094 мгР/дм<sup>3</sup>, а в серпні знижується до 0,085 мгР/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація фосфатів варіює від 0,030 мгР/дм<sup>3</sup> у вересні до 0,043 мгР/дм<sup>3</sup> у жовтні. Вміст фосфатів у грудні становить 0,056 мгР/дм<sup>3</sup>, у січні – 0,025 мгР/дм<sup>3</sup>, а у лютому – 0,012 мгР/дм<sup>3</sup>. У березні вміст фосфатів у воді Хрінницького вдсх. складає 0,073 мгР/дм<sup>3</sup>, в квітні – 0,013 мгР/дм<sup>3</sup>, а у травні – 0,020 мгР/дм<sup>3</sup>.

Вміст фосфатів у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) влітку варіює від 0,007 мгР/дм<sup>3</sup> у липні до 0,012 мгР/дм<sup>3</sup> у червні. Восени концентрація фосфатів поступово зростає та змінюється від 0,013 мгР/дм<sup>3</sup> у вересні до 0,024 мгР/дм<sup>3</sup> у листопаді. Взимку вміст фосфатів становить 0,028 мгР/дм<sup>3</sup> у грудні та знижується до 0,015 мгР/дм<sup>3</sup> у січні та лютому. Навесні вміст фосфатів варіює від 0,020 мгР/дм<sup>3</sup> у березні до 0,008 мгР/дм<sup>3</sup> у квітні.

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст фосфору влітку змінюється від 0,005 мгР/дм<sup>3</sup> у червні до 0,018 мгР/дм<sup>3</sup> у серпні. Восени концентрація фосфору змінюються від 0,018 мгР/дм<sup>3</sup> у листопаді до 0,022 мгР/дм<sup>3</sup> у жовтні. Взимку вміст фосфору варіює від 0,010 мгР/дм<sup>3</sup> у січні до 0,020 мгР/дм<sup>3</sup> у грудні. Вміст фосфатів у воді Морозівського кар'єру навесні змінюється від 0,013 мгР/дм<sup>3</sup> у квітні до 0,017 мгР/дм<sup>3</sup> у березні.

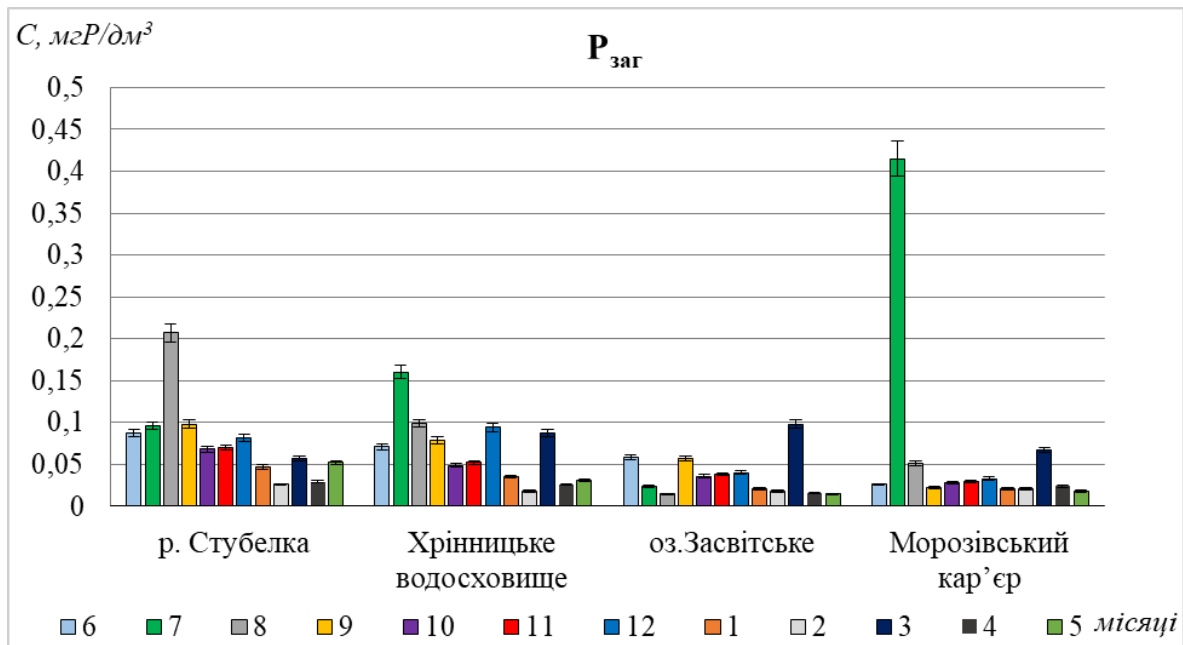
Концентрація фосфатів у воді гідроекосистем змінюється наступним чином: змінена > істотно змінена > природна > штучна (р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > оз. Засвітське > Морозівський кар'єр). У істотно зміненій гідроекосистемі виявлено пряму середню кореляцію між фосфатами та нітратами ( $r=0,53$ ). У штучній гідроекосистемі встановлено пряму помірну кореляцію між вмістом фосфатів та амонію ( $r=0,41$ ), а також з нітритами ( $r=0,42$ ) (Додаток Г).

Фосфор здійснює важливу роль у азотному обміні та процесах фотосинтезу рослин. За безпосередньої участі фосфору відбувається відновлення нітратів до аміаку, утворення амінокислот, їхнє дезамінування і переамінування [10].

Вміст фосфору загального у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні складає 0,088 мгР/дм<sup>3</sup>, в липні – 0,096 мгР/дм<sup>3</sup>, а в серпні показник зростає у 2,1 раз і становить – 0,207 мгР/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація фосфору змінюється від 0,098 мгР/дм<sup>3</sup> у вересні до 0,068 мгР/дм<sup>3</sup> у жовтні. Взимку вміст фосфору варіює від 0,082 мгР/дм<sup>3</sup> у грудні до 0,026 мгР/дм<sup>3</sup> у лютому. У весняні місяці концентрація фосфору коливається в межах 0,057 мгР/дм<sup>3</sup> у березні до 0,029 мгР/дм<sup>3</sup> у квітні (рис. 3.12).

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст фосфору в червні становить 0,071 мгР/дм<sup>3</sup>, проте, у липні зростає до

0,160 мгР/дм<sup>3</sup>, а у серпні знижується до 0,099 мгР/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація фосфору варіює від 0,079 мгР/дм<sup>3</sup> у вересні до 0,049 мгР/дм<sup>3</sup> у жовтні. Вміст фосфору взимку змінюється від 0,094 мгР/дм<sup>3</sup> у грудні до 0,018 мгР/дм<sup>3</sup> у лютому. Навесні вміст фосфору варіює від 0,088 мгР/дм<sup>3</sup> у березні до 0,026 мгР/дм<sup>3</sup> у квітні.



**Рис. 3.12.** Зміни вмісту фосфору загального у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Вміст фосфору у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) у літній період змінюється від більш високих значень у червні – 0,059 мгР/дм<sup>3</sup> до більш низьких у серпні – 0,015 мгР/дм<sup>3</sup>. У вересні концентрація фосфору складає 0,057 мгР/дм<sup>3</sup>, а у жовтні та листопаді 0,036 мгР/дм<sup>3</sup> і 0,038 мгР/дм<sup>3</sup>. В зимові місяці концентрація фосфору змінюється від 0,040 мгР/дм<sup>3</sup> у грудні до 0,018 мгР/дм<sup>3</sup> у лютому. Вміст фосфатів у воді оз. Засвітське навесні змінюється від 0,098 мгР/дм<sup>3</sup> у березні до 0,015 мгР/дм<sup>3</sup> у травні.

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст фосфору у червні складає 0,026 мгР/дм<sup>3</sup>, а в липні дуже зростає і становить 0,415 мгР/дм<sup>3</sup>, проте, у серпні знову знижується до 0,051 мгР/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація фосфору коливається від 0,022 мгР/дм<sup>3</sup> у вересні до 0,030 мгР/дм<sup>3</sup> у листопаді. Взимку вміст фосфору варіює від 0,021 мгР/дм<sup>3</sup> у січні та лютому до 0,033 мгР/дм<sup>3</sup> у грудні. Навесні концентрація фосфору змінюється від більш високих значень у

березні – 0,067 мгР/дм<sup>3</sup> до нижчих у травні – 0,018 мгР/дм<sup>3</sup>.

Вміст фосфору у воді досліджених гідроекосистем змінюється наступним чином: змінена > істотно змінена > природна > штучна (р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > оз. Засвітське > Морозівський кар'єр). У істотно зміненій гідроекосистемі виявлено обернену помірну кореляцію між фосфором загальним та нітритами ( $r = -0,39$ ). У природній гідроекосистемі встановлено пряму кореляцію між вмістом фосфору загального та амонію ( $r = 0,50$ ). Також пряму середню кореляцію зафіксовано між вмістом фосфору загального та нітратами ( $r = 0,55$ ) у штучній гідроекосистемі.

Отже, кореляційні залежності свідчать, що гідрохімічні показники здійснюють як прямий, так і опосередкований вплив на цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем. Обернені кореляції виявлено: у зміненій гідроекосистемі – між БСК<sub>5</sub> і вмістом амонію, між вмістом натрію і вмістом амонію; у штучній гідроекосистемі – між хлоридами та нітратами. Прямі кореляції встановлено: у штучній гідроекосистемі – між ХСК та нітритами, між вмістом фосфору загального та нітратами; у природній гідроекосистемі – між вмістом сульфатів та нітритами, між вмістом фосфору загального та амонію; у істотно зміненій гідроекосистемі – між вмістом сульфатів та нітратами, між вмістом фосфатів та нітратами.

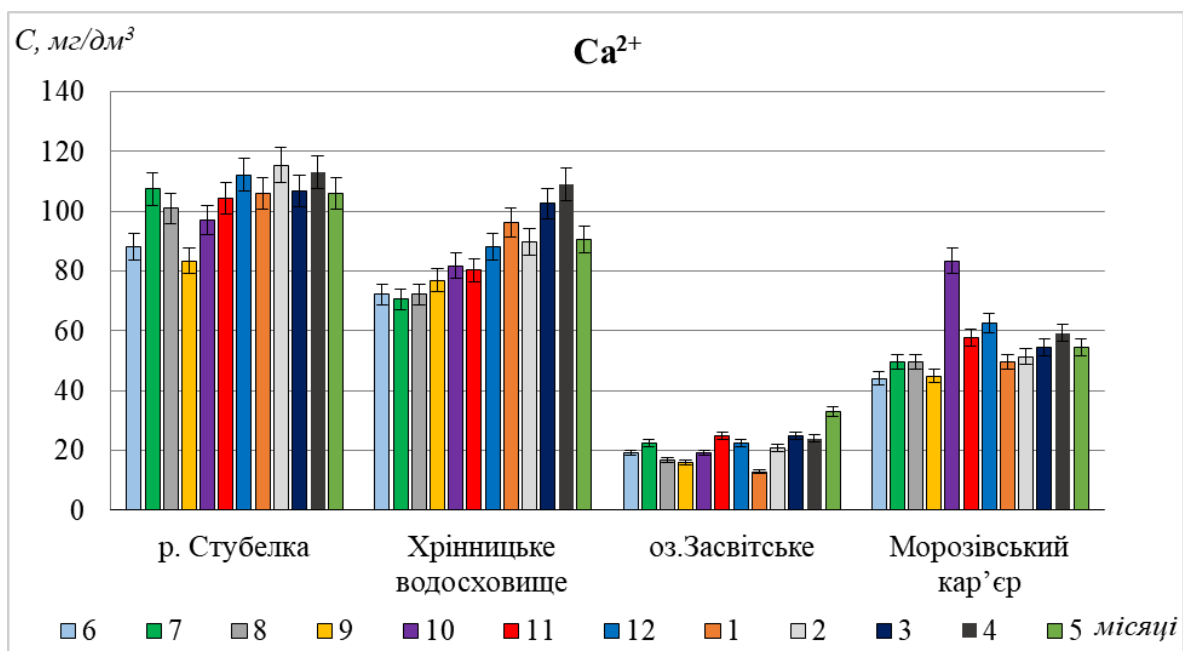
#### **3.4. Вплив лужних та лужноземельних металів на цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем**

До важливих іонів хімічного складу води належать Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> та Na<sup>+</sup>. Вони здійснюють прямий чи опосередкований вплив на цикл Нітрогену та очисну спроможність гідроекосистем. Також зазначені елементи діють на фізіолого-біохімічні процеси гідробіонтів, тому підтримування їхніх оптимальних концентрацій необхідне для стійкості водних об'єктів. Наприклад, кальцій забезпечує низку клітинних функцій (іонний баланс, обмін вуглеводів, секрецію), посилює обмін речовин, утворює комплекси з мембранними білками, впливає на фотосинтез та водний баланс клітин, а також регулює засвоєння Нітрогену



рослинами [12]. Магній входить до складу молекули хлорофілу, тому його концентрації, що знаходяться в межах ГДК, покращують процес фотосинтезу. Також магній активує низку ферментів, забезпечує транспортування асимілятів, стабілізацію клітинних стінок рослин та сприяє зростанню біологічної продуктивності. Натрій здійснює осморегуляцію, впливає на активацію ферментів [10].

Вміст  $\text{Ca}^{2+}$  у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні складає  $88,2 \text{ мг/дм}^3$ , а в липні зростає до  $107,4 \text{ мг/дм}^3$ , проте, в серпні знову знижується до  $101 \text{ мг/дм}^3$ . Восени концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  змінюється від  $83,4 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $104,2 \text{ мг/дм}^3$  у листопаді. Взимку вміст  $\text{Ca}^{2+}$  коливається від  $106 \text{ мг/дм}^3$  у січні до  $115,4 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Навесні концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  варіює в межах від  $106,6 \text{ мг/дм}^3$  у березні до  $113,0 \text{ мг/дм}^3$  у квітні (рис. 3.13).



**Рис. 3.13.** Зміни вмісту кальцію у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст  $\text{Ca}^{2+}$  впродовж літа змінюється від  $70,5 \text{ мг/дм}^3$  у липні до  $72,1 \text{ мг/дм}^3$  у червні та вересні. Концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  восени варіює від  $76,9 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $81,8 \text{ мг/дм}^3$  у жовтні. У зимові місяці вміст  $\text{Ca}^{2+}$  у воді складає  $88,2 \text{ мг/дм}^3$ ,  $96,2 \text{ мг/дм}^3$  та  $89,8 \text{ мг/дм}^3$  у грудні–лютому. У весняний період концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  змінюється від

109 мг/дм<sup>3</sup> у квітні до 90,6 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

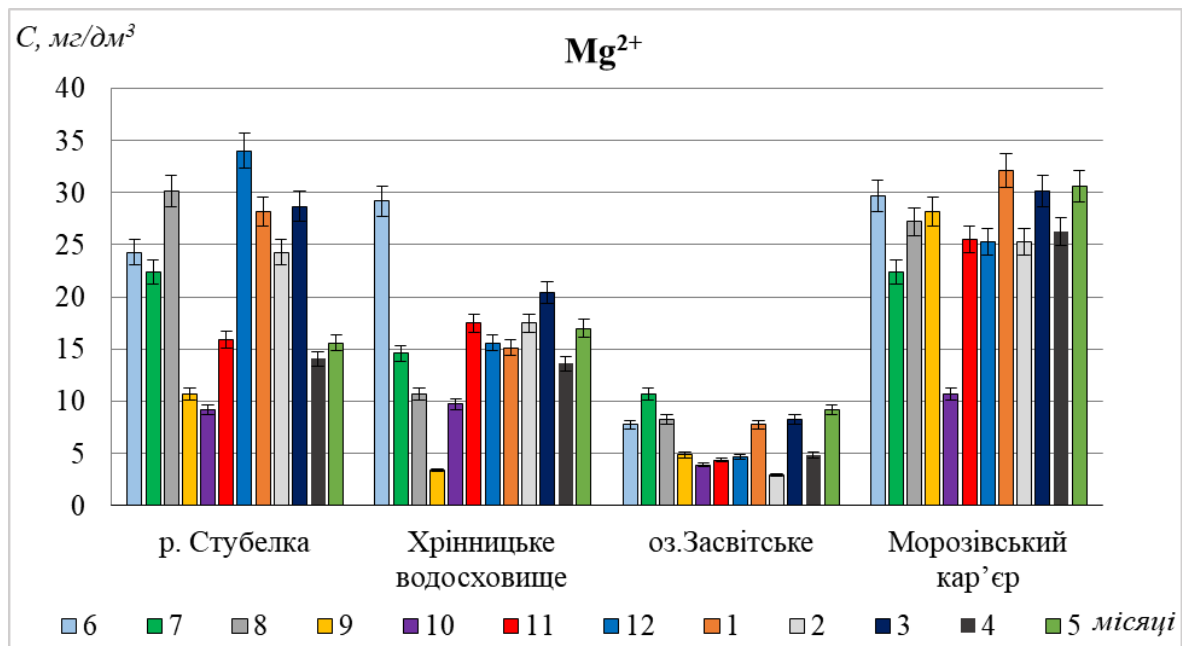
Вміст Ca<sup>2+</sup> у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) влітку коливається від 16,8 мг/дм<sup>3</sup> у серпні до 22,4 мг/дм<sup>3</sup> у липні. У осінній період концентрація Ca<sup>2+</sup> змінюється від 16,0 мг/дм<sup>3</sup> у вересні 24,9 мг/дм<sup>3</sup> у листопаді. Взимку вміст Ca<sup>2+</sup> варіює від 22,4 мг/дм<sup>3</sup> у грудні до 12,8 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Навесні концентрація Ca<sup>2+</sup> змінюється в межах від 24,1 мг/дм<sup>3</sup> у квітні до 32,9 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст Ca<sup>2+</sup> у червні становить 44,1 мг/дм<sup>3</sup>, а в липні та серпні – 49,7 мг/дм<sup>3</sup>. У вересні концентрація Ca<sup>2+</sup> змінюється від 44,9 мг/дм<sup>3</sup> до 83,4 мг/дм<sup>3</sup> у жовтні. Взимку вміст Ca<sup>2+</sup> у воді складає 62,5 мг/дм<sup>3</sup> у грудні та 49,7 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Концентрація Ca<sup>2+</sup> навесні змінюється від 54,5 мг/дм<sup>3</sup> у березні та травні до 59,3 мг/дм<sup>3</sup> у квітні.

Вміст кальцію у воді не перевищує нормативних значень у всіх досліджених водних об'єктах (ГДК(Ca<sup>2+</sup>)рибгосп. = 180 мг/дм<sup>3</sup>). Загалом концентрація кальцію у воді досліджених гідроекосистем змінюється наступним чином: змінена > істотно змінена > штучна > природна (р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > Морозівський кар'єр. > оз. Засвітське). У зміненій гідроекосистемі виявлено пряму помірну кореляцію між вмістом кальцію та нітрогеном амонійним (r= 0,44) та нітратами (r= 0,33). Обернену помірну кореляцію встановлено між вмістом кальцію та нітрогеном амонійним у штучній гідроекосистемі (r= -0,30), а пряму – з нітритами (r= 0,34). У природній гідроекосистемі виявлено обернену слабку кореляцію між вмістом кальцію та нітрогеном амонійним (r= -0,26), а в істотно зміненій – з нітратами (r= -0,30) (Додаток Г).

Надходження магнію у воді об'єкти найчастіше пов'язують з хімічним вивітрюванням, розчиненням мінералів, стічними водами, а також особливостями ґрунтів водозбірної площі [5]. Від концентрації магнію у воді залежить засвоєння Нітрогену та Фосфору гідробіонтами. Оптимальний його вміст (ГДК(Mg<sup>2+</sup>)рибгосп. = 40 мг/дм<sup>3</sup>) забезпечує ефективність проходження процесу фотосинтезу та активацію ензимів білкового і вуглеводневого обміну [10].

Вміст  $Mg^{2+}$  у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні становить  $24,3 \text{ мг/дм}^3$ , в липні знижується до  $22,4 \text{ мг/дм}^3$ , а в серпні зростає до  $30,2 \text{ мг/дм}^3$ . Восени концентрація  $Mg^{2+}$  змінюється від  $9,24 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $15,9 \text{ мг/дм}^3$  у листопаді. Взимку вміст  $Mg^{2+}$  складає  $34,0 \text{ мг/дм}^3$  у грудні,  $28,0 \text{ мг/дм}^3$  у січні та  $24,3 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Концентрація  $Mg^{2+}$  у березні становить  $28,7 \text{ мг/дм}^3$ , в квітні знижується до  $14,1 \text{ мг/дм}^3$ , а в травні не суттєво зростає до  $15,6 \text{ мг/дм}^3$  (рис. 3.14).



**Рис. 3.14.** Зміни вмісту магнію у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст  $Mg^{2+}$  влітку змінюється від  $29,2 \text{ мг/дм}^3$  у червні до  $10,7 \text{ мг/дм}^3$  у серпні. Концентрація  $Mg^{2+}$  у осінні місяці змінюється наступним чином: у вересні –  $3,4 \text{ мг/дм}^3$ , у жовтні –  $9,7 \text{ мг/дм}^3$ , а у листопаді ще зростає до  $17,5 \text{ мг/дм}^3$ . У зимовий період концентрація  $Mg^{2+}$  варіює від  $15,1 \text{ мг/дм}^3$  у січні до  $17,5 \text{ мг/дм}^3$  у лютому. Навесні вміст  $Mg^{2+}$  варіює від  $20,4 \text{ мг/дм}^3$  у березні до  $13,6 \text{ мг/дм}^3$  у квітні.

Вміст  $Mg^{2+}$  у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) у літній період змінюється від  $7,8 \text{ мг/дм}^3$  у червні до  $10,7 \text{ мг/дм}^3$  у липні. Восени концентрація магнію знижується і варіює від  $4,9 \text{ мг/дм}^3$  у вересні до  $4,4 \text{ мг/дм}^3$  у листопаді. Взимку найвищий вміст  $Mg^{2+}$  зафіксовано у січні, що складає  $7,8 \text{ мг/дм}^3$ , а найнижчий у лютому –  $2,9 \text{ мг/дм}^3$ . Вміст  $Mg^{2+}$  у воді оз. Засвітське навесні змінюється від  $4,9 \text{ мг/дм}^3$  у квітні до  $9,2 \text{ мг/дм}^3$  у травні.

Вміст  $Mg^{2+}$  влітку у воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) змінюється від 29,7 мг/дм<sup>3</sup> у червні до 22,4 мг/дм<sup>3</sup> у липні. Восени концентрація  $Mg^{2+}$  змінюються від 28,2 мг/дм<sup>3</sup> у вересні до 10,7 мг/дм<sup>3</sup> у жовтні. У зимові місяці вміст  $Mg^{2+}$  варіює від 25,3 мг/дм<sup>3</sup> у грудні та лютому до 32,1 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Вміст  $Mg^{2+}$  навесні у воді Морозівського кар'єру змінюється від 26,3 мг/дм<sup>3</sup> у квітні до 30,6 мг/дм<sup>3</sup> у травні.

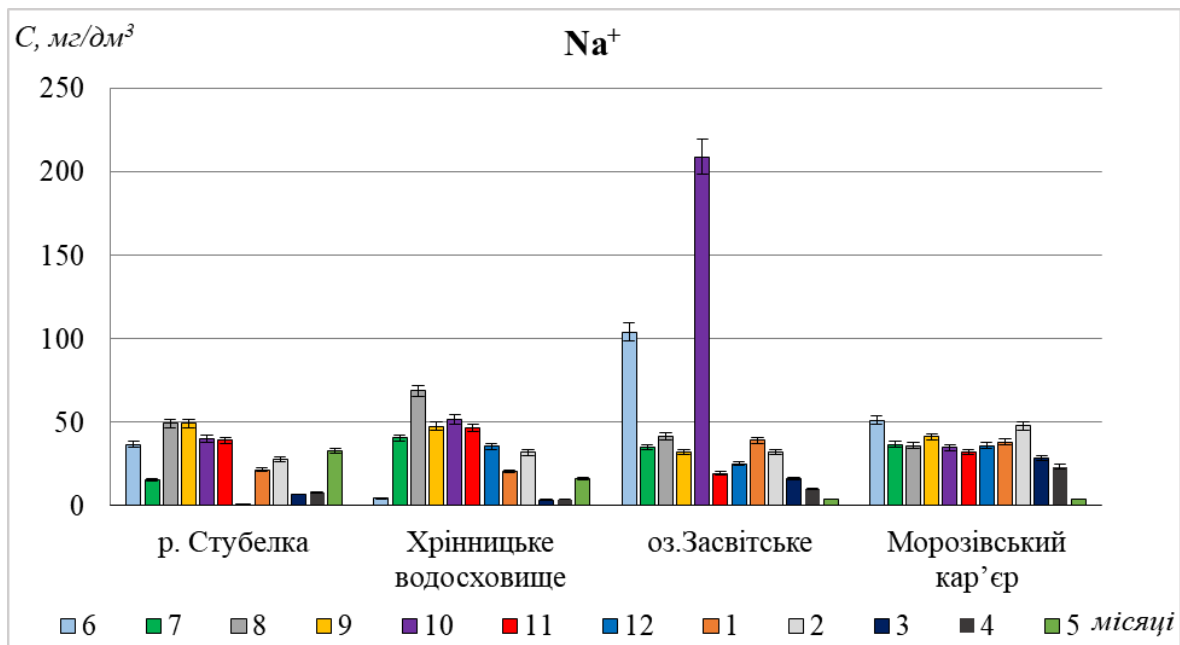
Концентрація магнію у воді досліджених гідроекосистем змінюється наступним чином: штучна > змінена > істотно змінена > природна (Морозівський кар'єр. > р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > оз. Засвітське). У зміненій гідроекосистемі виявлено пряму помірну кореляцію між вмістом магнію та нітрогеном амонійним ( $r=0,44$ ), а у штучній та природній – обернену з нітритами ( $r=-0,53$  та  $r=-0,23$ ) (Додаток Г).

Відомо, що іони натрію належать до найбільш поширених катіонів. Швидке збільшення вмісту натрію у воді зумовлено інтенсивною його міграцією за різних коливань рН. Значні концентрації натрію можуть надходити у воду внаслідок вимивання з ґрунту. За умови використання добрив (наприклад,  $NaNO_3$ ) рослини активніше поглинають нітрати, а вміст натрію зменшується в ґрунті дуже повільно. Однак при відносно високих концентраціях  $Ca^{2+}$  і  $Mg^{2+}$  відбувається витіснення іону  $Na^+$  з вбирного комплексу порід і ґрунтів, що сприяє його накопиченню у воді [13].

Вміст  $Na^+$  у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) в червні становить 36,8 мг/дм<sup>3</sup>, а в липні знижується у 2,3 рази та складає 15,5 мг/дм<sup>3</sup>. Проте у серпні концентрація  $Na^+$  знову зростає до 49,2 мг/дм<sup>3</sup>. Восени вміст  $Na^+$  змінюється від 49,2 мг/дм<sup>3</sup> у вересні до 39,2 мг/дм<sup>3</sup> у листопаді. Найнижчий вміст  $Na^+$  у воді р. Стубелка зафіксовано у грудні та становить 0,07 мг/дм<sup>3</sup>. У січні концентрація  $Na^+$  підвищується до 21,0 мг/дм<sup>3</sup>, а у лютому до 28,0 мг/дм<sup>3</sup>. Вміст  $Na^+$  навесні змінюється від 6,8 мг/дм<sup>3</sup> у березні до 32,8 мг/дм<sup>3</sup> у травні (рис. 4.15).

У воді істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) вміст  $Na^+$  у червні складає 4,4 мг/дм<sup>3</sup>, а вже у липні та серпні зростає до 40,5 мг/дм<sup>3</sup> та 68,7 мг/дм<sup>3</sup>. Восени концентрація  $Na^+$  варіює від 46,5 мг/дм<sup>3</sup> у листопаді до

51,7 мг/дм<sup>3</sup> у жовтні. У зимові місяці вміст Na<sup>+</sup> змінюється від 35,5 мг/дм<sup>3</sup> у грудні до 20,6 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Навесні концентрація Na<sup>+</sup> знижується та змінюється від 3,4 мг/дм<sup>3</sup> у березні до 16,3 мг/дм<sup>3</sup> у травні.



**Рис. 3.15.** Зміни вмісту натрію у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Вміст Na<sup>+</sup> у воді природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) у червні становить 104,0 мг/дм<sup>3</sup>, а в липні місяці різко знижується до 35,0 мг/дм<sup>3</sup>. У серпні вміст Na<sup>+</sup> підвищується та складає 41,5 мг/дм<sup>3</sup>. Впродовж осінніх місяців концентрація натрію варіює від 32,2 мг/дм<sup>3</sup> у вересні до максимального значення за весь період у жовтні, що становить 209,0 мг/дм<sup>3</sup> та перевищує ГДК у 1,7 рази (ГДК(Na<sup>+</sup>)рибгосп. = 120 мг/дм<sup>3</sup>). Взимку вміст Na<sup>+</sup> змінюється від 25,2 мг/дм<sup>3</sup> у грудні до 39,0 мг/дм<sup>3</sup> у січні. Впродовж березня та травня концентрація Na<sup>+</sup> змінюється від 16,3 мг/дм<sup>3</sup> до 3,9 мг/дм<sup>3</sup>. Найвищі концентрації натрію у воді природної гідроекосистеми зумовлені витісненням Na<sup>+</sup> з вбирного комплексу порід і ґрунтів кальцієм і магнієм, які мають більшу енергію обміну. Водночас це призводить до зниження вмісту Ca<sup>2+</sup> і Mg<sup>2+</sup> у воді оз. Засвітське (рис. 3.13–3.14).

У воді штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) вміст Na<sup>+</sup> у червні складає 51 мг/дм<sup>3</sup>, в липні знижується до 36,5 мг/дм<sup>3</sup>, а в серпні до 36 мг/дм<sup>3</sup>. Впродовж вересня–листопада вміст Na<sup>+</sup> варіює від 32 мг/дм<sup>3</sup> до 41,2 мг/дм<sup>3</sup>. У грудні, січні та лютому вміст Na<sup>+</sup> становить 36 мг/дм<sup>3</sup>, 38,2 мг/дм<sup>3</sup> та 47,8 мг/дм<sup>3</sup>.

У березні та квітні концентрація  $\text{Na}^+$  складає 28,7 мг/дм<sup>3</sup> та 23,4 мг/дм<sup>3</sup>, а у травні лише 4,05 мг/дм<sup>3</sup>. Вміст  $\text{Na}^+$  у воді не перевищує ГДК, проте, зростання його концентрації у штучній гідроекосистемі пов'язано з особливостями надходження. Зокрема, важливим чинником збільшення вмісту  $\text{Na}^+$  у воді є продукти вивітрювання вивержених порід (граніти). Тому закономірно, що кар'єр з видобування цієї корисної копалини, що має в своєму складі натрієво-калієві шпати, характеризується доволі високим вмістом  $\text{Na}^+$  у порівнянні з іншими водними об'єктами.

Концентрація натрію у воді гідроекосистем змінюється наступним чином: природна > штучна > істотно змінена > змінена (оз. Засвітське > Морозівський кар'єр. > Хрінницьке вдсх. > р. Стубелка). Тісну обернену залежність між вмістом натрію та нітрогеном амонійним виявлено у зміненій гідроекосистемі ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,01$ ). Пряму кореляцію виявлено між вмістом натрію та нітритами, нітратами у істотно зміненій гідроекосистемі ( $r = 0,34$  і  $r = 0,50$ ). Дуже тісну пряму кореляцію встановлено між вмістом натрію та нітритами у природній гідроекосистемі ( $r = 0,94$ ,  $p < 0,01$ ) (Додаток Г).

Таким чином, у зміненій гідроекосистемі виявлено пряму залежність між вмістом кальцію та амонієм, нітратами, а також між вмістом магнію та амонію. Проте між вмістом натрію та амонієм виявлено обернену залежність у зміненій гідроекосистемі. У істотно зміненій гідроекосистемі встановлено пряму залежність між вмістом натрію та нітритами. У штучній гідроекосистемі виявлено обернену залежність між вмістом кальцію та амонієм, між вмістом магнію і нітритами, а пряму – з вмістом кальцію та нітритами. Водночас варто зауважити, що у природній гідроекосистемі суттєвий вплив на вміст нітритів здійснює натрій.

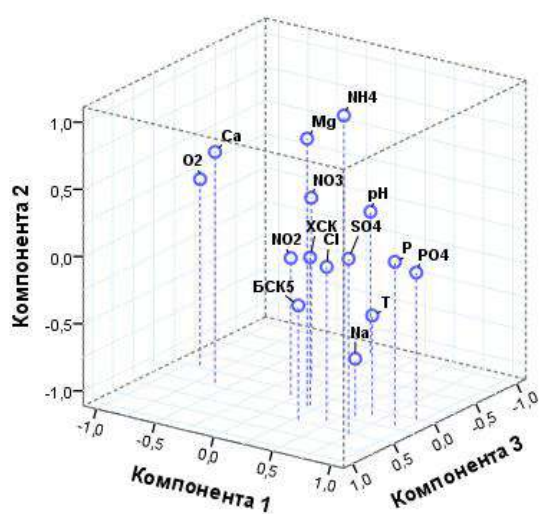
### **3.5. Комплексний аналіз залежності вмісту сполук Нітрогену від гідрохімічних показників**

Залежність вмісту сполук Нітрогену від комплексу гідрохімічних показників розраховано за допомогою методу головних компонент (рис. 3.16).

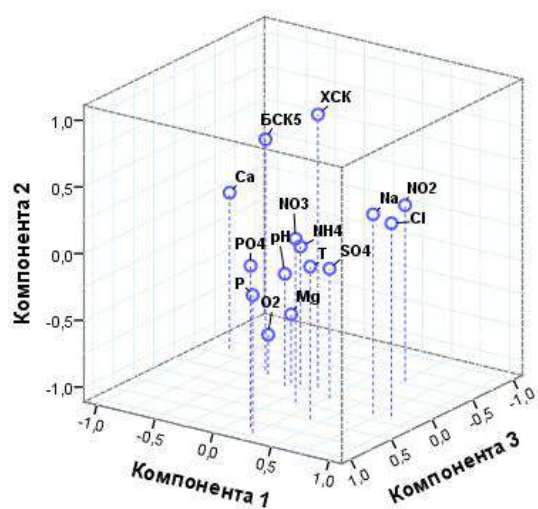
У зміненій гідроекосистемі виявлено переважання трьох власних значень

ідентифікованих змінних (компонентів) – 5,7, 2,4 та 2,1, що становлять 62,2% загальної сумарної дисперсії.

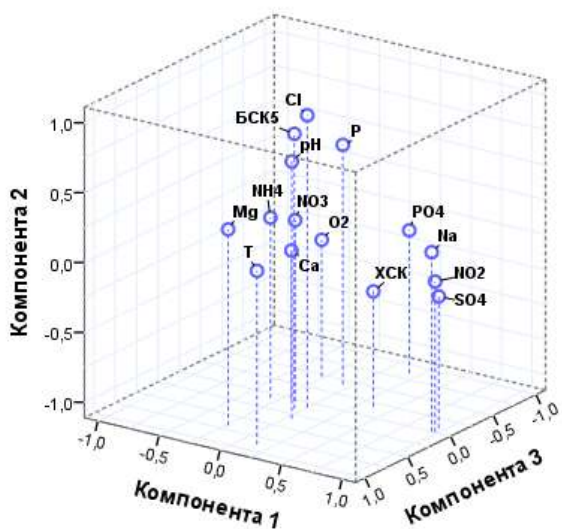
Перша змінна пояснює 30,8%, друга – 17,1%, а третя – 14,3% сумарної дисперсії. До першої змінної належить температура води та вміст  $O_2$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $P_{заг}$ , що найбільше впливають на вміст  $NO_3^-$ . До другої змінної належать  $Na^+$ ,  $Mg^{2+}$ , що найтісніше пов'язані з концентрацією  $NH_4^+$ . До третьої змінної належать БСК<sub>5</sub>, ХСК та значення рН – з концентраціями  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  та  $NO_3^-$  (рис. 3.16 А).



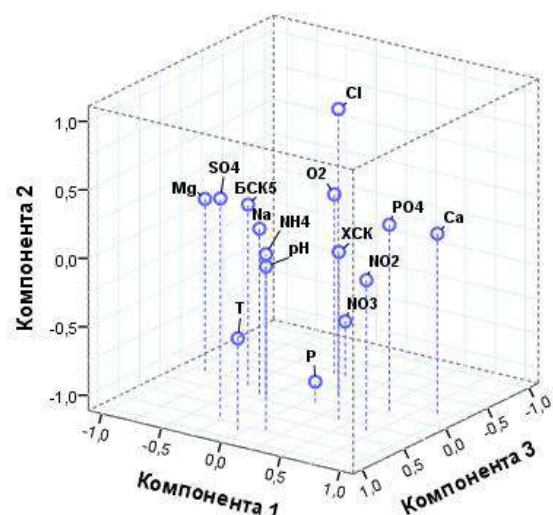
А



Б



В



Г

Рис. 3.16. Результати аналізу впливу гідрохімічних чинників на вміст сполук Нітрогену у різних типах гідроекосистем за методом головних компонент: А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна

У істотно змінній гідроекосистемі власні значення ідентифікованих змінних (компонентів) становлять 4,8, 2,8 та 2,2, що відповідає 66,0% загальної сумарної дисперсії. Перша змінна описує 32,4% сумарної дисперсії, друга – 18,6%, а третя – 15,0%. До першої змінної належить температура води,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , що найтісніше пов'язані з концентрацією  $\text{NO}_2^-$ . До другої змінної належать рН,  $\text{O}_2$ , БСК<sub>5</sub>, ХСК,  $\text{Mg}^{2+}$ , що найбільше пов'язані з вмістом  $\text{NH}_4^+$ . До третьої змінної належать температура води,  $\text{PO}_4^{2-}$ ,  $\text{P}_{\text{заг}}$ , що насамперед впливають на концентрацію  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$  (рис. 3.16 Б).

У природній гідроекосистемі власні значення ідентифікованих змінних (компонентів) складають 4,0, 3,4 та 2,1. Зазначені компоненти описують 26,4%, 22,6% та 13,9% дисперсії, що становить 62,9% від її сумарного значення. До першої змінної належать ХСК,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , що найтісніше пов'язані з концентрацією  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NH}_4^+$ . До другої змінної належать рН, БСК<sub>5</sub>,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{P}_{\text{заг}}$ , що найбільше впливають на вміст  $\text{NO}_3^-$ . До третьої змінної належать температура води,  $\text{O}_2$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ , що найбільше пов'язані з вмістом  $\text{NH}_4^+$  (рис. 3.16 В).

У штучній гідроекосистемі власні значень ідентифікованих змінних (компонентів) становлять 4,0, 3,3 та 3,1, що представляють 69,3% загальної сумарної дисперсії. Зазначені компоненти описують 26,9%, 22,0% та 20,4% дисперсії. До першої змінної належать БСК<sub>5</sub>, ХСК,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ , які найтісніше пов'язані з концентрацією  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NH}_4^+$ . До другої змінної належать  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{P}_{\text{заг}}$ , що найбільше впливають на вміст  $\text{NO}_3^-$ . До третьої змінної належать температура води, рН,  $\text{O}_2$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , що найбільше пов'язані з концентрацією  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$  (рис. 3.16 Г).

Отже, за допомогою методу головних компонент у всіх гідроекосистемах виявлено переважання трьох власних значень ідентифікованих змінних (компонентів), що пояснюють вплив гідрохімічних чинників на вміст сполук Нітрогену. Для зміненої гідроекосистеми компоненти описують 62,2% загальної сумарної дисперсії, для істотно зміненої – 66,0%, для природної – 62,9%, а для штучної – 69,3%.



## Висновки до третього розділу

Оптимальні концентрації неорганічних сполук Нітрогену у воді відіграють важливу роль у підтримуванні циклу Нітрогену. Однак перевищення ГДК  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$  та зміщення їхньої рівноваги зумовлює порушення циклу, погіршення якості води та зміни у гідроекосистемі.

Найбільш відчутне порушення циклу Нітрогену внаслідок перевищення ГДК амонію встановлено у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах, а менш – у природній та штучній. Виявлено найбільш помітні порушення циклу Нітрогену внаслідок перевищення ГДК нітритів у природній, зміненій та істотно зміненій гідроекосистемі, а менш відчутні у штучній. Перевищень ГДК нітратів не встановлено, проте, найбільший вміст нітратів характерний для істотно зміненої, зміненої, штучної гідроекосистеми, а найменший – для природної. Концентрація сполук Нітрогену змінюється наступним чином:  $\text{NH}_4^+$  – р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > Морозівський кар'єр > оз. Засвітське;  $\text{NO}_2^-$  – оз. Засвітське > р. Стубелка > Хрінницьке вдсх. > Морозівський кар'єр;  $\text{NO}_3^-$  – Хрінницьке вдсх. > р. Стубелка > Морозівський кар'єр > оз. Засвітське.

Виявлено, що найбільш вразливими гідроекосистемами до забруднення сполуками Нітрогену є істотно змінена та змінена, а менш – штучна та природна: Хрінницьке вдсх. > р. Стубелка > Морозівський кар'єр > оз. Засвітське.

Встановлено виражене зміщення рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати в бік нітратів у воді зміненої, природної та штучної гідроекосистем (р. Стубелка, оз. Засвітське та Морозівський кар'єр), а в бік амонію – у воді істотно зміненої (Хрінницьке вдсх.). На зміщення рівноваги у природній, зміненій та штучній гідроекосистемах більше впливають дифузні джерела, а у істотно зміненій – точкові.

Кореляційні залежності підтверджують прямий та опосередкований вплив гідрохімічних показників цикл Нітрогену в різних типах гідроекосистем. Найбільш виражений вплив БСК<sub>5</sub>, ХСК, сульфатів та натрію. Зокрема, обернена кореляція встановлена між БСК<sub>5</sub> та нітрогеном амонійним ( $r = -0,57$ ,  $p < 0,05$  – змінена), між вмістом натрію та нітрогеном амонійним ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,01$  –

змінена). Пряма кореляція виявлена між ХСК та нітритами ( $r= 0,66$ ,  $p<0,05$  – штучна), між вмістом сульфатів та нітратами ( $r= 0,76$ ,  $p<0,01$  – істотно змінена), між вмістом сульфатів та нітритами ( $r= 0,98$ ,  $p<0,01$  – природна), між вмістом натрію та нітритами ( $r= 0,94$ ,  $p<0,01$  – природна). Загалом кореляційні зв'язки в одних водних об'єктах більш виражені, а в інших менш, що ймовірно пов'язано з різними концентраціями речовин у гідроекосистемах.

Виявлено три власні значення ідентифікованих змінних (компонентів) за методом головних компонент, що показують вплив гідрохімічних чинників на вміст сполук Нітрогену та відповідно описують 62,2% загальної сумарної дисперсії у зміненій гідроекосистемі, 66,0% – у істотно зміненій, 62,9% – у природній та 69,3% – у штучній.

#### **Список використаних джерел до третього розділу:**

1. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Вміст сполук Нітрогену у воді річки Хомора. *Інноваційний розвиток науки та освіти: глобальний та національний виміри змін: збірник тез доповідей міжнародної науково-практичної конференції* (Полтава, 9 вересня 2021 р.). Полтава: ЦФЕНД, 2021. С. 61–62.
2. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Вміст сполук Нітрогену у водних екосистемах різного типу. *Біологія та екологія*. 2023. Том 9. №1. С. 75–84.
3. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Сезонні зміни хімічного складу води річки Хомора. *Проблеми та перспективи реалізації та впровадження міждисциплінарних наукових досягнень: матеріали III Міжнародної наукової конференції*, м. Луцьк, 3 червня, 2022 р. / Міжнародний центр наукових досліджень. Вінниця: Європейська наукова платформа, 2022. С.159–162.
4. Бикова С.П., Рибак О.Д., Макаренко Г.І., Ільмінський В.О., Купін А.І., Суворін О.В. Вдосконалення контролю біологічної очистки стічних вод від сполук азоту. *Вісник Східноукраїнського національного університету ім. Володимира Даля*. 2011. № 15 (169). Ч.2. С. 83–88.
5. Жемеров О.О., Доц В.Г. Оцінка якості поверхневих вод суші: Методичний

- посібник для студентів-географів вищих навчальних закладів. Харків: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2011. 48 с.
6. Клименко В.Г., Петрова Н.В. Оцінка якості води р. Харків. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. 58 с.
  7. Ковальова І., Масовець Б., Суходольська І. Екологічні наслідки зміни вмісту сполук Нітрогену для фітопланктону штучної гідроекосистеми. *V Міжнародна науково-практична конференції «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення»* (м. Дрогобич, 17–18 жовтня 2024 р.). Дрогобич, 2024. С. 73–77.
  8. Ковальова І.В. Зміни хімічного складу води у гідроекосистемах різного типу. *Acta Carpathica*. 2023. №1. С. 28–33.
  9. Ковальова І.В. Сезонна динаміка вмісту нітрогенвмісних сполук у воді річки Стубелка. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2023. №4 (104). С.74–85.
  10. Макрушин М.М., Макрушина Є.М., Мельников М.М. Фізіологія рослин.; за редакцією проф. М. М. Макрушина. Підручник. Вінниця : Нова Книга, 2006. 416 с.
  11. Наказ Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України «Про затвердження Методики визначення зон, вразливих до (накопичення) нітратів» № 244 від 15.04.2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0776-21#Text> (дата звернення: 25.05.2022).
  12. Ткачук К.С., Жукова Т.В. Фізіологічна роль та ефективність використання калію і кальцію рослинами. К.: ДІА, 2009. 112 с.
  13. Хільчевський В.К., Осадчий В.І., Курило С.М. Основи гідрохімії : підручник. К. : Ніка-Центр, 2012. 312 с.
  14. Щербатюк А.Ф., Фещенко В.П. Органічне забруднення вод гідрографічної мережі Житомирського району. *Вісник ЖНАЕУ*. 2010. № 2. С. 206–214.
  15. Kumar S., Sterner R.W., Finlay J.C., Brovold S. Spatial and temporal variation of ammonium in Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research*. 2007. Vol. 33(3). P.

581–591.

16. Mohan D., Sarswat A., Ok Y.S., Pittman Jr. C.U. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent – a critical review. *Bioresour. Technol.* 2014. 160. P. 191–202.
17. Owens P.N., Walling D.E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Water research*, 2002. 36(3). P. 685–701.
18. Perrone S. J., Meade T. L. Protective effect of chloride on nitrite toxicity to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 1977. Vol. 34. № 4. P. 486–492.
19. Russo R.P., Thurston R.V. Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to fishes. *Aquaculture and water quality*. 1991. Vol. №3. P. 58–89.
20. Tomasso J.R. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. *Reviews in Fisheries Science*. 1994. Vol. 2. № 4. P. 291–314.
21. Yan Z., Wu L., Lv T., Tong C., Gao Z., Liu Y., ... & Yu D. Response of spatio-temporal changes in sediment phosphorus fractions to vegetation restoration in the degraded river-lake ecotone. *Environmental Pollution*. 2022. 308. 119650.

## РОЗДІЛ 4. ЗМІНИ ПОКАЗНИКІВ ФІТОПЛАНКТОНУ ЯК ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ПОРУШЕННЯ ЦИКЛУ НІТРОГЕНУ В РІЗНИХ ТИПАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ

Цикл Нітрогену складно досліджувати внаслідок різноманітності форм у яких присутній елемент у гідроекосистемах та їхнім активним чи пасивним поглинанням фітопланктоном. Більшість видів фітопланктону як джерело Нітрогену використовує амоній, нітрити та нітрати, які є рівноцінними. Проте за певних умов водного середовища активніше поглинається одна, друга чи третя форма. Нітроген амонійний ефективніше засвоюється фітопланктоном при нейтральних значеннях рН, а нітрати – при кислому, що пов'язано з особливостями їхнього надходження та зі змінами в самій клітині. Крім того, поглинання фітопланктоном нітрогену амонійного є енергетично вигідним оскільки забезпечує безпосереднє його включення для синтезу амінокислот. При надходженні нітратів у клітинах фітопланктону відбувається їхнє відновлення, з витратою енергії, до нітрогену амонійного та поступове надходження для синтезу нітрогенвмісних органічних сполук. Завдяки поглинанню фітопланктоном різних форм нітрогенвмісних сполук забезпечується можливість проходження циклу Нітрогену без окиснювальних реакцій, які відновлюють нітрати. Відповідно фітопланктон здійснює суттєвий вплив на весь цикл Нітрогену. Водночас будь які його зміни чи зміщення рівноваги зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати зумовлюють коливання усіх показників фітопланктону, а інколи, і до повного зникнення певних відділів водоростей та інших екологічних наслідків для гідроекосистеми. Найпомітнішими ознаками порушення циклу Нітрогену є раптове збільшення чи зменшення видового багатства, чисельності та біомаси, домінування та субдомінування видів фітопланктону, особливо тих, які продукують високі концентрації токсичних речовин, викликають цвітіння води і відповідно погіршують її якість.

#### 4.1. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону різних типів гідроекосистем

*Таксономічний та видовий склад фітопланктону зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка).* У фітопланктоні р. Стубелка ідентифіковано 109 видів (111 внутрішньовидових таксонів (в.в.т.)), що належать до 75 родів, 43 родин, 32 порядків, 14 класів та 8 відділів (*Bacillariophyta* 51(52), *Chlorophyta* 30(31), *Cyanobacteria* 9(9), *Euglenozoa* 9(9), *Ochrophyta* 5(5), *Miozoa* 3(3), *Streptophyta* 1(1) та *Cryptophyta* 1(1)) (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

##### Таксономічний спектр водоростевих угруповань р. Стубелка

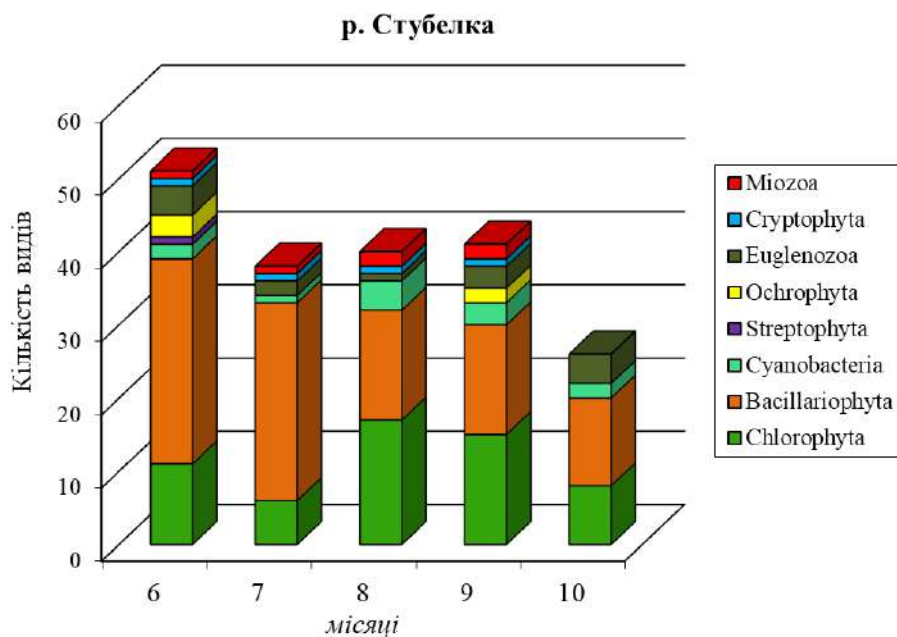
Відділ	Клас	Порядок	Родина	Рід	Вид	В.в.т.	Родовий коефіцієнт
<i>Bacillariophyta</i>	3	13	16	29	51	52	1,8
<i>Chlorophyta</i>	4	5	11	23	30	31	1,3
<i>Cyanobacteria</i>	1	4	5	7	9	9	1,3
<i>Euglenozoa</i>	1	1	2	6	9	9	1,5
<i>Ochrophyta</i>	2	4	4	5	5	5	1,0
<i>Miozoa</i>	1	3	3	3	3	3	1,0
<i>Streptophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<b>Всього:</b>	<b>14</b>	<b>32</b>	<b>43</b>	<b>75</b>	<b>109</b>	<b>111</b>	<b>1,2</b>

Найбагатшими у флористичному відношенні виявилися відділи *Bacillariophyta* (46,8% загальної кількості видів) та *Chlorophyta* (27,9%). Відділи *Cyanobacteria* (8,1%) та *Euglenozoa* (8,1%), а також *Streptophyta* (0,9%) і *Cryptophyta* (0,9%) мають однакову кількість видів. 5 видами (4,5%) представлений відділ *Ochrophyta*, а *Miozoa* – 3 видами (2,7%) [5, 7]. Встановлено пряму кореляцію між кількістю видів та вмістом нітритів ( $r= 0,50$ ,  $p<0,05$ ), та з загальною біомасою ( $r=0,96$ ,  $p<0,01$ ), біомасою відділу *Bacillariophyta* ( $r= 0,90$ ,  $p<0,05$ ). Також суттєвий вплив на кількість видів здійснює температура води ( $r= 0,77$ ), вміст магнію ( $r= 0,56$ ) та БСК<sub>5</sub> ( $r= 0,50$ ).

Найвищі родові коефіцієнти (1,8 та 1,5) виявлено у відділів *Bacillariophyta* та *Euglenozoa*. Родовий коефіцієнт також позитивно корелюється з загальною

кількістю видів у річці та загальною біомасою фітопланктону. Зокрема, встановлена тісна пряма кореляція між цими показниками ( $r = 0,75$ ,  $p < 0,05$  та  $r = 0,88$ ,  $p < 0,05$ ). Низькі значення родового коефіцієнту ймовірно пов'язані з посиленням антропогенного впливу на водний об'єкт. Зростання родового коефіцієнта у змінній гідроекосистемі відмічено зі зниженням вмісту амонію ( $r = -0,40$ ,  $p < 0,05$ ) та нітратів ( $r = -0,34$ ). Крім того, встановлено найбільший вплив на родовий коефіцієнт вмісту розчиненого кисню ( $r = -0,89$ ,  $p < 0,05$ ), БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,87$ ), сульфатів ( $r = 0,75$ ) (Додаток Г.1).

Зміна умов водного середовища призводить до коливання кількості видів відділів фітопланктону впродовж досліджуваного періоду. Так, фітопланктон р. Стубелка налічує максимальну кількість видів у червні та відповідно представлений 50 (51) видами та в.в.т. 8 відділів. Види відділів *Bacillariophyta* (54,9% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (21,5%) та *Euglenozoa* (7,8%) переважали за кількістю (рис. 4.1).



**Рис. 4.1. Зміна видового багатства фітопланктону р. Стубелка**

У червні чисельність фітопланктону складає 1028 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 1,04 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за біомасою – *Bacillariophyta* (83,3% загальної біомаси), а за чисельністю – *Bacillariophyta* (41,8% загальної чисельності), *Chlorophyta* (27,2%) та *Cyanobacteria* (21,8%). За біомасою домінує *Navicula viridula* (Kützing)

Ehrenberg (10,9%), а за чисельністю – *Oscillatoria agardhii* Gomont (19,5%) та *Actinastrum hantzschii* Lagerheim (10,1%). Субдомінують за біомасою види *Bacillariophyta* – *Nitzschia recta* Hantzsch ex Rabenhorst (7,0%), *Nitzschia linearis* W.Smith (7,3%) та *Nitzschia vermicularis* (Kützing) Hantzsch (5,5%), а за чисельністю – види *Chlorophyta* – *Desmodesmus denticulatus* (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald (5,1%) та *Bacillariophyta* – *N. recta* (5,1%).

Фітопланктон р. Стубелка у липні налічує 38 види, які належать до 6 відділів. Найбільш представлені відділи *Bacillariophyta* (71,1% загальної кількості видів) та *Chlorophyta* (15,8%). За чисельністю добре представлені *Cyanobacteria* (51,7% загальної чисельності), *Bacillariophyta* (25,6%) та *Chlorophyta* (20,7%), а за біомасою – *Bacillariophyta* (79,3%). Чисельність у липні становить 1006 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,48 мг/дм<sup>3</sup>. Домінує за біомасою вид *Bacillariophyta* – *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère (13,4%), а за чисельністю – вид *Cyanobacteria* – *Snowella lacustris* (Chodat) Komárek & Hindák (51,7%). За біомасою субдомінантами є *Bacillariophyta* – *N. viridula* (7,9%) та *Surirella librile* (Ehrenberg) Ehrenberg (5,4%), а за чисельністю – *Chlorophyta* – *Desmodesmus communis* (E.Hegewald) E.Hegewald (7,2%).

У серпні фітопланктон р. Стубелка налічує 40 видів, що належать до 6 відділів. Найбільш представлені у флористичному відношенні види відділу *Chlorophyta* (42,5% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (37,5%) та *Cyanobacteria* (10,0%). За чисельністю найкраще представлені *Cyanobacteria* (65,8%) та *Chlorophyta* (28,7%), а за біомасою – *Miozoa* (36,0%) та *Bacillariophyta* (35,8%). У серпні чисельність та біомаса фітопланктону зростає, у порівнянні з липнем, до 3424 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,69 мг/дм<sup>3</sup>. За біомасою домінує *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Dujardin (30,3%), а за чисельністю – *Microcystis pulverea* (H.C.Wood) Forti (25,7%) та *S. lacustris* (29,9%). Субдомінують за біомасою *Gymnodinium sp.* (5,7%), *Lindavia bodanica* (Eulenstein ex Grunow) T.Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson (6,2%) та *Iconella biseriata* (Brébisson) Ruck & Nakov (7,2%), а за чисельністю – *Spirulina sp.* (6,4%) та *Hindakia tetrachotoma* (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz (6,5%).



Фітопланктон р. Стубелка у вересні нараховує 41 вид із 7 відділів. У флористичному відношенні найбільш представлені *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* (по 36,6%). Менш представлені *Cyanobacteria* та *Euglenozoa* (по 7,3%), *Miozoa* та *Ochrophyta* (по 4,9%), а також *Cryptophyta* (2,4%). Високої чисельності досягають *Cyanobacteria* (41,1%) та *Chlorophyta* (32,3%), а за біомасою – *Bacillariophyta* (46,1%) та *Miozoa* (32,3%). Чисельність у вересні складає 1756 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,83 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за біомасою *C. hirundinella* (25,4%) та *S. librile* (14,4%), а за чисельністю – *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (23,9%), *S. lacustris* (10,9%) та *Neotessella lapponica* (Skuja) B.Y.Jo, J.I.Kim, W.Shin, P.Škaloud & P.A.Siver (11,4%). За біомасою субдомінантами є *Glenodinium sp.* (6,9%), *N. lapponica* (5,6%), *Cyclotella sp.* (5,5%) та *Caloneis amphibaena* (Bory) Cleve (9,4%), а за чисельністю – *Oscillatoria limosa* C.Agardh ex Gomont (6,3%) та *Lemmermannia tetrapedia* (Kirchner) Lemmermann (5,0%). У жовні фітопланктон р. Стубелка має 25(26) видів та в.в.т. з 4 відділів. Найбільше видів налічують відділи *Bacillariophyta* (46,2% загальної кількості видів) та *Chlorophyta* (30,8%). Найбільший відсоток чисельності характерний для *Cyanobacteria* (48,1%) та *Chlorophyta* (28,3%), а біомаси – для *Bacillariophyta* (55,6%) та *Euglenozoa* (24,1%). Чисельність у жовтні складає 714 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,21 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за біомасою *Euglena sp.* (11,1%) та *Cyclotella sp.* (15,2%), а за чисельністю види *Cyanobacteria* – *S. lacustris* (35,8%) та *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault (12,2%). Субдомінують за біомасою *Chlamydomonas sp.1* (9,6%), *Meridion circulare* (Greville) C.Agardh (5,9%), *N. viridula* (5,8%) та *Epithemia turgida* (Ehrenberg) Kützing (9,1%), а за чисельністю – *Chlamydomonas sp.1* (5,1%), *L. tetrapedia* (5,9%), *Lemmermannia triangularis* (Chodat) C.Bock & Krienitz (7,0%) та *Cyclotella sp.* (7,8%).

**Таксономічний та видовий склад фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.).** У фітопланктоні Хрінницького вдсх. ідентифіковано 114 видів водоростей, які представлені 115 в.в.т., що належать до 72 родів, 48 родин, 31 порядку, 11 класів, 8 відділів (*Bacillariophyta* 58(58), *Chlorophyta* 25(26), *Cyanobacteria* 9(9), *Euglenozoa* 8(8), *Ochrophyta* 8(8), *Miozoa*

3(3), *Streptophyta* 2(2) та *Cryptophyta* 1(1)) (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Таксономічний спектр водоростевих угруповань Хрінницького вдсх.

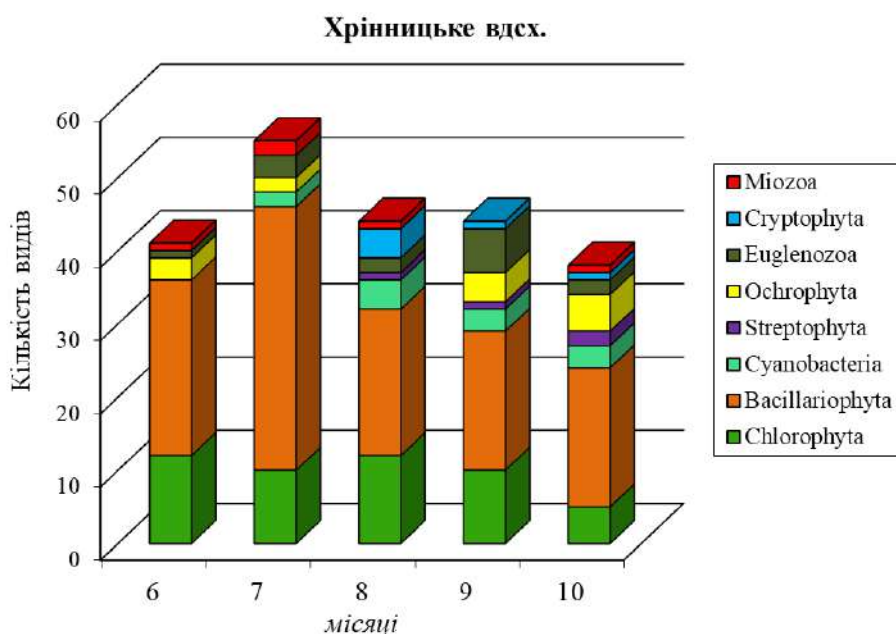
Відділ	Клас	Порядок	Родина	Рід	Вид	В.в.т.	Родовий коефіцієнт
<i>Bacillariophyta</i>	3	11	17	27	58	58	2,1
<i>Chlorophyta</i>	2	4	11	20	25	26	1,3
<i>Cyanobacteria</i>	1	7	8	9	9	9	1,0
<i>Euglenozoa</i>	1	1	2	4	8	8	2,0
<i>Ochrophyta</i>	1	4	5	6	8	8	1,3
<i>Miozoa</i>	1	2	2	3	3	3	1,0
<i>Streptophyta</i>	1	1	2	2	2	2	1,0
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<b>Всього:</b>	<b>11</b>	<b>31</b>	<b>48</b>	<b>72</b>	<b>114</b>	<b>115</b>	<b>1,3</b>

У флористичному відношенні найбагатшими є відділи *Bacillariophyta* (50,49%) та *Chlorophyta* (22,6%). Решта відділів представлені наступним чином: *Cyanobacteria* – 7,8%, *Ochrophyta* та *Euglenozoa* кожен по 7,0%, *Miozoa* – 2,6%, *Streptophyta* – 1,7% і *Cryptophyta* лише 0,9% [2]. Визначено пряму кореляцію між кількістю видів та вмістом амонію ( $r= 0,64$ ,  $p<0,05$ ) та обернену з нітритами ( $r= -0,53$ ). Встановлено тісну пряму кореляцію між кількістю видів та фосфором ( $r= 0,99$ ,  $p<0,01$ ). Суттєвий вплив на кількість видів істотно зміненої гідроекосистеми здійснює вміст розчиненого кисню ( $r= 0,53$ ), БСК<sub>5</sub> ( $r= -0,69$ ), вміст кальцію ( $r= -0,68$ ) та фосфатів ( $r= 0,72$ ) (Додаток Г.2).

Найвищі родові коефіцієнти (2,1 та 2,0) виявлено у відділів *Bacillariophyta* та *Euglenozoa*. Обернена тісна кореляція виявлена між родовим коефіцієнтом та нітритами ( $r= -0,85$ ,  $p<0,05$ ) і пряма середня з нітратами ( $r= 0,61$ ,  $p<0,05$ ), вмістом розчиненого кисню ( $r= 0,73$ ) та температурою води ( $r= 0,81$ ). Встановлена тісна пряма кореляція між родовим коефіцієнтом та інформаційним різноманіттям фітопланктону за чисельністю та біомасою ( $r= 0,90$ ,  $p<0,05$  та  $r= 0,94$ ,  $p<0,05$ ), а обернена – з індексом сапробності ( $r= -0,98$ ,  $p<0,01$ ), біомасою відділу *Cyanobacteria* ( $r= -0,90$ ,  $p<0,05$ ) та кальцієм ( $r= -0,88$ ,  $p<0,05$ ). Також зниження родового коефіцієнта у водосховищі відбувається зі зростанням вмісту БСК<sub>5</sub>

( $r = -0,68$ ) та ХСК ( $r = -0,77$ ). Загалом зростання вмісту нітритів у воді істотно зміненої гідроекосистеми зумовлює зниження родового коефіцієнту, а збільшення нітратів зумовлює підвищення значення родового коефіцієнту.

Фітопланктон Хрінницького вдсх. у червні представлений 40 (41) видами та в.в.т., що належать до 5 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Ochrophyta*, *Euglenozoa* та *Miozoa*). Переважали за кількістю види відділів *Bacillariophyta* (58,5% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (29,3%) та *Ochrophyta* (7,3%) (рис. 4.2). У червні чисельність фітопланктону складає 826 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,88 мг/дм<sup>3</sup>.



**Рис. 4.2. Зміна видового багатства фітопланктону Хрінницького вдсх.**

Домінують за біомасою *U. ulna* (11,8%), *Epithemia gibba* (Ehrenberg) Kützing (11,6%), а за чисельністю – *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory (16,7%), *Fragilariforma virescens* (Ralfs) D.M.Williams & Round (10,9%), *Tabularia tabulata* (C.Agardh) Snoeijs (13,7%). Субдомінують за біомасою види *Chlorophyta* – *P. morum* (9,0%) та *Bacillariophyta* – *T. tabulata* (5,4%), *Symbella cistula* (Ehrenberg) O.Kirchner (7,2%), *E. turgida* (6,8%), *C. placentula* (6,5%), а за чисельністю вид *Chlorophyta* – *Coelastrum astroideum* De Notaris (5,6%).

У липні фітопланктон Хрінницького вдсх. включає 55 видів, що належать до 6 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Euglenozoa*, *Ochrophyta*

та *Miozoa*). За кількістю найкраще представлені види відділу *Bacillariophyta* (65,5% загальної кількості видів) та *Chlorophyta* (18,2%). У липні чисельність фітопланктону суттєво зростає до 1460 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – до 1,77 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за біомасою види *Bacillariophyta* – *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen (10,5%), *U. ulna* (11,0%), *Cocconeis placentula* Ehrenberg (14,1%), а за чисельністю *Cyanobacteria* – *M. pulverea* (11,0%). Субдомінують за чисельністю *A. granulata* (7,1%), *T. tabulata* (8,6%), *C. placentula* (6,6%), *Volvox globator* Linnaeus (8,8%), *Spirulina sp.* (8,2%), а за біомасою – *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing (5,3%) та *S. librile* (8,3%).

Кількість видів фітопланктону Хрінницького вдсх. у серпні знижується до 44, проте, збільшується кількість відділів до 7 (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Streptophyta*, *Euglenozoa*, *Ochrophyta* та *Miozoa*). Найкраще представлені кількістю видів відділи *Bacillariophyta* (45,5% загальної кількості видів). Чисельність та біомаса фітопланктону у липні знижується і складає 1182 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,39 мг/дм<sup>3</sup>. За біомасою домінантів не виявлено, а за чисельністю домінують *Spirulina sp.* (18,6%), *Romeria leopoliensis* (Raciborski) Koczwara (16,1%) та *L. tetrapedia* (12,2%). Субдомінує за чисельністю *S. lacustris* (5,4%), а за біомасою – *Cosmarium margaritiferum* Meneghini ex Ralfs (5,0%), *U. ulna* (9,8%), *C. placentula* (6,6%) та *Epithemia sorex* Kützing (5,2%).

У вересні фітопланктон Хрінницького вдсх. представлений 43 (44) видами та в.в.т., що належать до 7 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Streptophyta*, *Euglenozoa*, *Cryptophyta* та *Ochrophyta*). За кількістю найкраще представлені види відділу *Bacillariophyta* (43,2% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (25,0%) та *Euglenozoa* (13,6%). У вересні чисельність фітопланктону знижується відносно серпня до 1012 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса підвищується до 0,63 мг/дм<sup>3</sup>. За біомасою домінує вид *Bacillariophyta* – *A. granulata* (37,6%), а за чисельністю три види *Cyanobacteria* – *S. lacustris* (19,0%), *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen (15,8%), *Limnothrix planctonica* (Wołoszyńska) Meffert (19,8%). Субдомінують за чисельністю *A. granulata* (6,1%) та *Navicula*

*cryptocephala* Kützing (6,7%), а за біомасою *A. granulata* (8,3%), *Cymbella tumida* (Brébisson) Van Heurck (6,8%) та *E. turgida* (5,7%).

Кількість видів у жовтні знижується до 38, що відносяться до 8 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Streptophyta*, *Ochrophyta*, *Euglenozoa*, *Cryptophyta* та *Miozoa*). Найкраще представлені види *Bacillariophyta* (50,0% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (13,2%) та *Streptophyta* (13,2%). Чисельність та біомаса фітопланктону у жовтні становить 4658 тис. кл/дм<sup>3</sup> та 0,83 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за біомасою *L. planctonica* (20,4%), *Navicula radiosa* Kützing (38,0%), а за чисельністю також – *L. planctonica* (86,9%). Субдомінують за чисельністю *Mallomonas sp.* (5,4%), *Closterium lanceolatum* Kützing ex Ralfs (5,9%) та *U. ulna* (7,7%).

**Таксономічний та видовий склад фітопланктону природної гідроекосистеми (оз. Засвітське).** У фітопланктоні оз. Засвітське ідентифіковано 61 вид водоростей, 62 в.в.т., що належать до 51 роду, 34 родин, 24 порядків, 13 класів та 8 відділів (*Chlorophyta* – 21 (21), *Bacillariophyta* – 15 (16), *Cyanobacteria* – 8 (8), *Streptophyta* – 7 (7), *Ochrophyta* – 5 (5), *Euglenozoa* – 3 (3), *Miozoa* – 1 (1) та *Cryptophyta* – 1 (1) (табл. 4.3).

**Таблиця 4.3**

**Таксономічний спектр водоростевих угруповань оз. Засвітське**

Відділ	Клас	Порядок	Родина	Рід	Вид	В.в.т.	Родовий коефіцієнт
<i>Chlorophyta</i>	3	4	9	19	21	21	1,1
<i>Bacillariophyta</i>	3	8	9	11	15	16	1,5
<i>Cyanobacteria</i>	1	5	8	8	8	8	1,0
<i>Streptophyta</i>	2	2	3	6	7	7	1,2
<i>Ochrophyta</i>	1	2	2	3	5	5	1,7
<i>Euglenozoa</i>	1	1	1	2	3	3	1,5
<i>Miozoa</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<b>Всього</b>	<b>13</b>	<b>24</b>	<b>34</b>	<b>51</b>	<b>61</b>	<b>62</b>	<b>1,2</b>

Найбагатшими у флористичному відношенні виявилися відділи *Chlorophyta* (33,9% загальної кількості видів) та *Bacillariophyta* (25,8%), *Cyanobacteria* (12,9%) та *Streptophyta* (11,3%) [4, 6]. Визначено пряму кореляцію між кількістю видів та

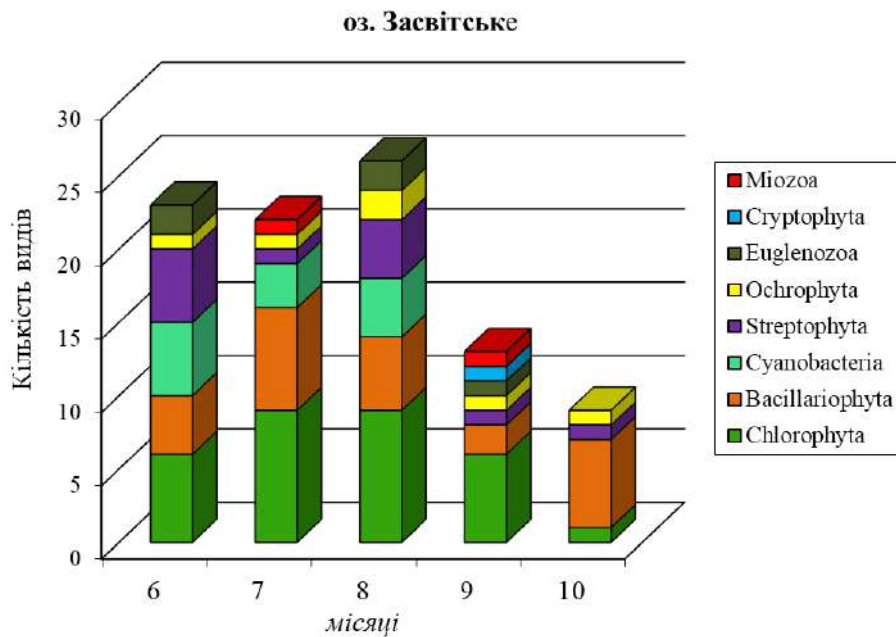
вмістом нітратів ( $r=0,60$ ,  $p<0,05$ ) та обернену з нітритами ( $r= -0,69$ ,  $p<0,05$ ). Також встановлено пряму тісну кореляцію між кількістю видів та температурою води ( $r= 0,93$ ,  $p<0,05$ ), чисельністю відділу *Cyanobacteria* ( $r= 0,96$ ,  $p<0,01$ ), а обернену з ХСК ( $r= -0,92$ ,  $p<0,05$ ), сульфатами ( $r= -0,74$ ) та фосфатами ( $r= -0,82$ ) та натрієм ( $r= -0,60$ ) (Додаток Г.3).

Найвищі родові коефіцієнти виявлено у відділів *Ochrophyta* (родовий коефіцієнт 1,7), *Bacillariophyta* (1,5) та *Euglenozoa* (1,5). Встановлена пряма кореляція між родовим коефіцієнтом та вмістом нітритів ( $r= 0,50$ ) та нітратів ( $r= 0,41$ ), кальцієм ( $r= 0,74$ ), а обернена – з БСК<sub>5</sub> ( $r= -0,47$ ).

У червні фітопланктон оз. Засвітське включає 23 види з 6 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Streptophyta*, *Euglenozoa* та *Ochrophyta*). Найбільш представлені відділи *Chlorophyta* (30,4% загальної кількості видів) та *Cyanobacteria* (21,7%). Решта відділів представлені наступним чином: *Bacillariophyta* – 17,4%, *Streptophyta* – 17,4%, *Euglenozoa* – 8,7% та *Ochrophyta* – 4,3% (рис. 4.3). У червні чисельність фітопланктону складає 2822 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,81 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за чисельністю види відділів *Streptophyta* та *Cyanobacteria*, а за біомасою – *Streptophyta*. Високої чисельності та біомаси досягає *Spondylosium ellipticum* West & G.S.West (*Desmidiaceae*) (60,6% та 75,9% відповідно). За чисельністю також домінує *S. lacustris* (11,9%). Субдомінують за чисельністю види *Cyanobacteria* – *Rhabdogloea elenkinii* (Roll) Komárek & Anagnostidis (*Synechococcaceae*) (5,3%) та *M. pulverea* (7,1%), а за біомасою домінує вид *Streptophyta* – *Closterium acutum* Brébisson (*Closteriaceae*) (8,4%).

Фітопланктон оз. Засвітське у липні налічує 22 види з 6 відділів. Найбільш представлені відділами *Chlorophyta* (40,0% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (31,8%) та *Cyanobacteria* (13,6%). Найвищої чисельності досягають *Chlorophyta* (41,3%) та *Cyanobacteria* (40,1%), а біомаси – *Bacillariophyta* (42,4%) та *Chlorophyta* (31,4%). У липні чисельність фітопланктону становить 1702 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,32 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за біомасою *U. ulna* (10,1%) та *S. ellipticum* (10,5%), а за чисельністю – *S. lacustris* (16,9%) та *C. issatschenkoi*

(15,0%). Субдомінують за біомасою два види *Chlorophyta* – *Chlamydomonas* sp. (8,0%), *D. communis* (7,1%) і три види *Bacillariophyta* – *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (O.Müller) Simonsen (8,4%), *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (9,0%) та *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith (7,0%). За чисельністю субдомінують *Cyanobacteria* – *Oscillatoria* sp. (8,2%), чотири види *Chlorophyta* – *A. hantzschii* (7,1%), *D. communis* (6,3%), *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat (5,2%) та *Micractinium pusillum* Fresenius (7,1%) й один вид *Streptophyta* – *S. ellipticum* (5,5%).



**Рис. 4.3. Зміна видового багатства фітопланктону оз. Засвітське**

У серпні у фітопланктоні оз. Засвітське зафіксовано максимальну за весь період дослідження кількість видів (26), що належать до 6 відділів. Найбільш представлені відділи *Chlorophyta* (34,6% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (19,2%), *Cyanobacteria* (15,4%) та *Streptophyta* (15,4%). Найвища чисельність характерна для *Cyanobacteria* (65,7%) та *Chlorophyta* (21,6%) завдяки домінуванню видів – *M. pulverea* (27,9%), *S. lacustris* (21,6%), *Spirulina* sp. (13,5%) та *Ulothrix* sp. (10,0%). За біомасою домінують *Ulothrix* sp. (19,6%) та *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg (19,6%), а субдомінують – *Euglena* sp. (5,2%), *Chlamydomonas* sp. (6,7%), *Closterium nordstedtii* Chodat (8,1%) та *S. ellipticum* (6,6%). У серпні чисельність фітопланктону складає 1184 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а

біомаса – 0,15 мг/дм<sup>3</sup>.

Фітопланктон оз. Засвітське у вересні включає лише 13 видів з 7 відділів. Найбільш представлені відділи *Chlorophyta* (46,1% загальної кількості видів) та *Bacillariophyta* (15,4%). Найвищої чисельності досягають *Streptophyta* (60,7% від загальної чисельності) та *Chlorophyta* (23,3%), а біомаси – *Streptophyta* (62,8%), *Miozoa* (12,7%) та *Bacillariophyta* (11,7%). У вересні чисельність фітопланктону становить 326 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,13 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за чисельністю *Oocystis submarina* Lagerheim (14,7%) та *S. ellipticum* (60,7%), а за біомасою – *Gymnodinium* sp. (12,7%) та *S. ellipticum* (62,8%). Субдомінантів у вересні не виявлено.

У жовтні фітопланктон оз. Засвітське налічує лише 9 видів з 4 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Streptophyta* та *Ochrophyta*). Найбільш представлений відділ *Bacillariophyta* (66,7% загальної кількості видів). Найвищої чисельності та біомаси досягають *Bacillariophyta* (28,9% та 59,7% відповідно) та *Streptophyta* (37,8% та 30,1%). Домінують за чисельністю та біомасою *S. ellipticum* (37,8% та 30,1%), *Dinobryon divergens* O.E.Imhof (11,1% та 6,5%) та *Cyclotella* sp. (11,1% та 15,7%). Також за чисельністю домінує *H. tetrachotoma* (22,2%), а за біомасою – *C. placentula* (28,8%). Субдомінантів у жовтні також не виявлено.

**Таксономічний та видовий склад фітопланктону штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру).** У фітопланктоні Морозівського кар'єру ідентифіковано 87 видів (88 в.в.т.), що належать до 62 родів, 37 родин, 26 порядків, 11 класів та 8 відділів (*Chlorophyta* 28(29), *Bacillariophyta* 25(25), *Cyanobacteria* 15(15), *Euglenozoa* 8(8), *Streptophyta* 6(6), *Miozoa* 3(3), *Ochrophyta* 1(1) та *Cryptophyta* 1(1)) (табл. 4.4).

У флористичному відношенні найбагатшими виявилися відділи *Chlorophyta* (33,0% загальної кількості видів), *Bacillariophyta* (28,4%) та *Cyanobacteria* (17,0%). Виявлено обернену тісну кореляцію між кількістю видів та вмістом нітратів ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ), фосфором загальним ( $r = -0,78$ ), а пряму з БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,89$ ,  $p < 0,05$ ), натрієм ( $r = 0,67$ ), сульфатами ( $r = 0,76$ ), магнієм ( $r = 0,57$ ).

Найвищі родові коефіцієнти виявлено у відділів *Streptophyta* (родовий



коефіцієнт 2,0), *Bacillariophyta* (1,6) та *Euglenozoa* (1,6). Обернена кореляція зафіксована між родовим коефіцієнтом та вмістом амонію ( $r = -0,43$ ), нітратами ( $r = -0,49$ ), магнієм ( $r = -0,79$ ) та температурою води ( $r = -0,72$ ). Пряма тісна кореляція встановлена між родовим коефіцієнтом та вмістом розчиненого кисню ( $r = 0,95$ ,  $p < 0,05$ ) і кальцію ( $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ), а середня з хлоридами ( $r = 0,63$ ) (Додаток Г.4).

**Таблиця 4.4**

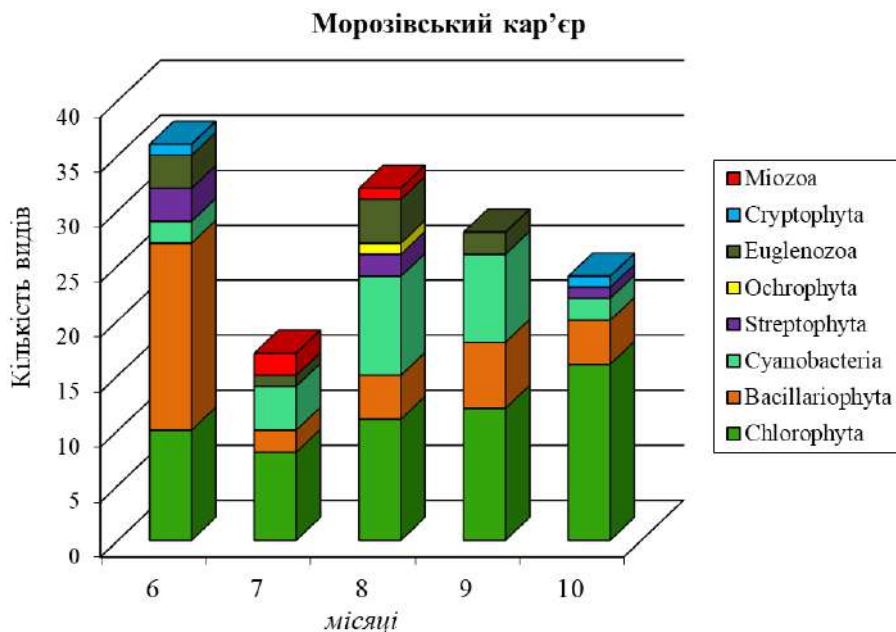
**Таксономічний спектр водоростевих угруповань Морозівського кар'єру**

Відділ	Клас	Порядок	Родина	Рід	Вид	В.в.т.	Родовий коефіцієнт
<i>Chlorophyta</i>	2	4	9	21	28	29	1,4
<i>Bacillariophyta</i>	2	9	11	16	25	25	1,6
<i>Cyanobacteria</i>	1	5	7	12	15	15	1,3
<i>Euglenozoa</i>	1	1	2	5	8	8	1,6
<i>Streptophyta</i>	2	2	3	3	6	6	2,0
<i>Miozoa</i>	1	3	3	3	3	3	1,0
<i>Ochrophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	1	1	1	1,0
<b>Всього:</b>	<b>11</b>	<b>26</b>	<b>37</b>	<b>62</b>	<b>87</b>	<b>88</b>	<b>1,4</b>

У червні фітопланктон Морозівського кар'єру включає 36 видів з 6 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Streptophyta*, *Euglenozoa* та *Cryptophyta*). Найбільш представлені відділи *Bacillariophyta* (47,2% загальної кількості видів) та *Chlorophyta* (27,7%). Інші відділи за кількістю видів розподілилися наступним чином: *Streptophyta* – 8,4%, *Euglenozoa* – 8,3%, *Cyanobacteria* – 5,6% та *Cryptophyta* – 2,8% (рис. 4.4).

Чисельність фітопланктону Морозівського кар'єру в червні складає 1062 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,70 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за чисельністю у червні види відділів *Cryptophyta* та *Chlorophyta*, а за біомасою – *Cryptophyta* та *Bacillariophyta*. Високої чисельності та біомаси досягає представник відділу *Cryptophyta* – *Cryptomonas sp.* (29,8% та 22,7% відповідно). Також домінує за чисельністю *O. submarina* (16,6%), а за біомасою – *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst (18,1%).

Субдомінують за чисельністю та біомасою *Chlamydomonas sp.1* (9,8% та 8,2%), *Cyclotella sp.* (7,5% та 6,5%). Крім того, субдомінує за чисельністю вид *Cyanobacteria* – *R. leopoliensis* (8,5%).



**Рис. 4.4. Зміна видового багатства фітопланктону Морозівського кар'єру**

У липні фітопланктон Морозівського кар'єру налічує лише 17 видів з 5 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Miozoa* та *Euglenozoa*). Найбільш представлені відділи *Chlorophyta* (47,1% загальної кількості видів) та *Cyanobacteria* (23,5%). Чисельність фітопланктону Морозівського кар'єру в липні становить 1434 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 1,03 мг/дм<sup>3</sup>. Найвищої загальної чисельності досягають *Cyanobacteria* (82,7%), а біомаси – *Miozoa* (95,4%). Відповідно домінують за чисельністю *M. aeruginosa* (15,3%) та *M. pulverea* (55,1%), а за біомасою – *C.hirundinella* (90,5%). Субдомінанти представлені одним видом *Cyanobacteria* – *Limnococcus limneticus* (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová (7,8%).

Кількість видів фітопланктону Морозівського кар'єру у серпні зростає до 32, що представлені 7 відділами. Найбільша кількість видів характерна для *Chlorophyta* (31,3%) та *Cyanobacteria* (28,1%). Високу загальну чисельність та біомасу мають види *Cyanobacteria* (93,7% та 38,7%). У серпні чисельність

фітопланктону досягає максимального значення за весь період дослідження та становить 5886 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса складає 0,26 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за чисельністю *M. pulverea* (29,6%), *S. lacustris* (42,8%), а за біомасою – *S. lacustris* (23,2%), *Peridinium sp.* (18,4%). Субдомінують за чисельністю *Rhabdoderma lineare* Schmidle & Lauterborn (7,5%) та *Synechocystis sp.* (6,8%), а за біомасою – *Euglena sp.* (8,9%), *Dinobryon bavaricum* Imhof (5,4%) та *Cyclotella sp.* (6,5%).

У вересні кількість видів фітопланктону знижується до 28, що представлені лише 4 відділами. Як і в попередній місяць найбільша кількість видів виявлена з відділів *Chlorophyta* (42,9%) та *Cyanobacteria* (28,6%). Висока загальна чисельність та біомаса характерна для *Cyanobacteria* (84,7% та 29,6%). У вересні чисельність фітопланктону становить 5048 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,27 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за чисельністю види *Cyanobacteria* – *M. pulverea* (16,8%), *M. aeruginosa* (25,8%), а за біомасою – *Cyclotella sp.* (29,4%). Одночасно за чисельністю та біомасою домінує *S. lacustris* (23,0% та 10,5%). Субдомінують за чисельністю та біомасою *Cylindrospermum sp.* (6,5% та 5,6%), *Chlorella sp.* (5,8% та 6,1%). Також лише за біомасою субдомінують *Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli (6,1%), *C. placentula* (5,9%) та *N. viridula* (6,1%).

Фітопланктон Морозівського кар'єру у жовтні включає 24 види з 5 відділів (*Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Cryptophyta* та *Streptophyta*). Найбільшою кількістю видів представлені відділи *Chlorophyta* (62,5% загальної кількості видів) та *Bacillariophyta* (16,7%). Чисельність фітопланктону Морозівського кар'єру в жовтні складає 5048 тис. кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 0,27 мг/дм<sup>3</sup>. Домінують за чисельністю *S. lacustris* (32,5%) та *O. submarina* (17,9%), а за біомасою – *Cyclotella sp.* (23,4%) та *N. subtilis* (15,5%). Субдомінують за чисельністю *Cyclotella sp.* (5,3%), а за біомасою – *S. lacustris* (6,1%), *Chlamydomonas sp.1* (5,2%) та *O. submarina* (9,2%).

**Подібність видового складу фітопланктону різних типів гідроекосистем.** Порівняння видового складу фітопланктону показало, що для досліджених гідроекосистем коефіцієнт подібності Серенсена ( $K_s$ ) змінюється від 0,43 до 0,58. Найбільш подібний видовий склад у зміненій та істотно зміненій

гідроекосистемах (р. Стубелка та Хрінницьке вдсх.). Для зазначених водних об'єктів коефіцієнт подібності Серенсена становить 0,58, а кількість спільних видів – 65. Найменш подібний видовий склад фітопланктону притаманний для зміненої та природної (р. Стубелка та оз. Засвітське) гідроекосистем. Коефіцієнт подібності Серенсена складає 0,43, а кількість спільних видів лише 37 (табл. 4.5).

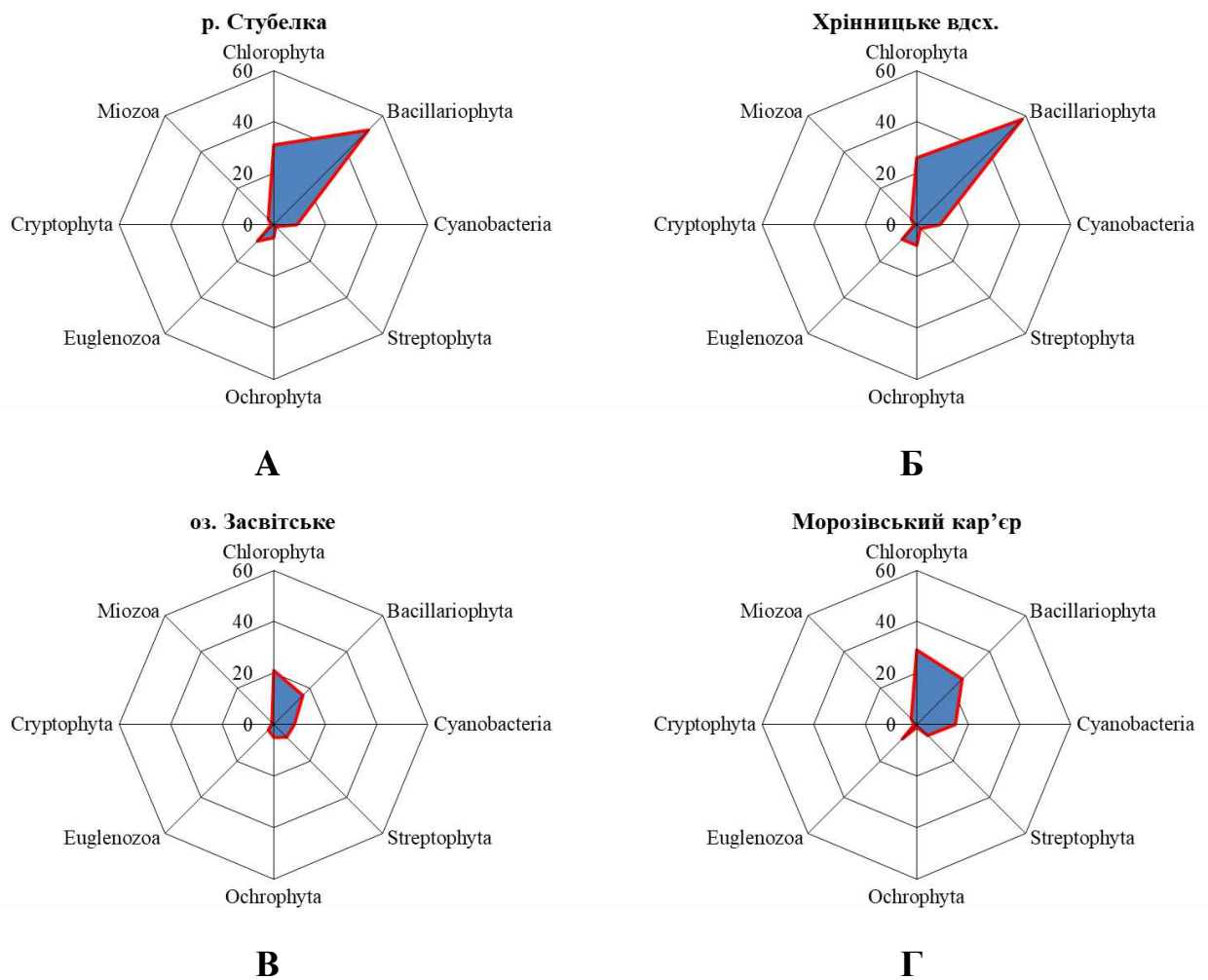
**Таблиця 4.5**

**Коефіцієнти Серенсена ( $K_S$ ) для видового складу фітопланктону різних типів гідроекосистем (червень–жовтень) 2022 р.**

	р. Стубелка	Хрінницьке вдсх.	оз. Засвітське	Морозівський кар'єр
р. Стубелка	1	65	37	52
Хрінницьке вдсх.	0,58	1	39	52
оз. Засвітське	0,43	0,44	1	37
Морозівський кар'єр	0,52	0,51	0,49	1

*Примітка: 37–65 – абсолютна кількість спільних видів*

Отже, найбільшу кількість видів і внутрішньовидових таксонів ідентифіковано у водосховищі 114 (115 в.в.т.). Другу позицію за видовим багатством фітопланктону займає річка 109 (111 в.в.т), третю – водна екосистема, які утворилися на місці затоплення кар'єру 87 (88 в.в.т.). Найменшою кількістю видів водоростей сформований планктон озера 61 (62 в.в.т.) (рис. 4.5). Найвищі значення родового коефіцієнта змінюються наступним чином: водосховище (2,1 – *Bacillariophyta*) > кар'єр (2,0 – *Streptophyta*) > річка (1,8 – *Bacillariophyta*) > озеро (1,7 – *Ochrophyta*). За середніми значеннями родовий коефіцієнт змінюється наступним чином: штучна (кар'єр) > істотно змінена (водосховище) > змінена (річка) = природна (озеро). Відповідно у кар'єрі фіксували найвищі середні значення родових коефіцієнтів. Однак висока наповненість родів видами, зважаючи на особливість кар'єру як гідроекосистеми антропогенного походження, свідчить про сприятливі умови розвитку фітопланктону.



**Рис. 4.5. Таксономічна структура фітопланктону різних типів гідроекосистем: А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна**

У зміненій гідроекосистемі найбільшим видовим багатством представлені відділи *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanobacteria* та *Euglenozoa*, а у істотно зміненій – відділи *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanobacteria*, *Euglenozoa* та *Ochrophyta*. У природній гідроекосистемі зафіксовано найбільшу кількість видів з відділів *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria* та *Streptophyta*, а у штучній – з відділів *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria* та *Euglenozoa*.

У воді зміненої гідроекосистеми виявлено пряму кореляцію між кількістю видів та вмістом нітритів ( $r= 0,50$ ,  $p<0,05$ ), а обернену у істотно зміненій ( $r= -0,53$ ) та природній ( $r= -0,69$ ,  $p<0,05$ ). Також у воді істотно зміненої гідроекосистеми виявлено пряму кореляцію між кількістю видів та вмістом амонію ( $r= 0,64$ ,  $p<0,05$ ). У природній гідроекосистемі встановлено пряму кореляцію між кількістю видів та вмістом нітратів ( $r= 0,60$ ,  $p<0,05$ ), а обернену у штучній

( $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ). Щодо родового коефіцієнту, то спостерігали також як прямі, так і оберненні кореляції. Так, встановлено обернену кореляцію між родовим коефіцієнтом і вмістом амонію у воді зміненої ( $r = -0,40$ ,  $p < 0,05$ ) та штучної ( $r = -0,43$ ) гідроекосистем. Також обернена кореляція виявлена між родовим коефіцієнтом і вмістом нітратів у воді зміненої ( $r = -0,34$ ) та штучної ( $r = -0,49$ ) гідроекосистем. Пряма кореляція між родовим коефіцієнтом та вмістом нітратів виявлена у істотно зміненій ( $r = 0,61$ ,  $p < 0,05$ ) та природній ( $r = 0,41$ ) гідроекосистемах. Тісна обернена кореляція виявлена між родовим коефіцієнтом та нітритами у істотно зміненій гідроекосистемі ( $r = -0,85$ ,  $p < 0,05$ ), а пряма середня – у природній ( $r = 0,50$ ,  $p < 0,05$ ).

Найбільш подібний видовий склад характерний для зміненої та істотно зміненої гідроекосистем ( $K_S = 0,58$ ), а найменш – для зміненої та природної ( $K_S = 0,43$ ).

#### **4.2. Вплив неорганічних сполук Нітрогену на загальну чисельність та біомасу фітопланктону різних типів гідроекосистем**

Порушення циклу Нітрогену зумовлює підвищення, чи навпаки, зниження концентрації амонію, нітритів та нітратів. Зазначені коливання нітрогенвмісних сполук зумовлюють стимулювання чи пригнічення розвитку фітопланктону. Змінюються не лише структурно-функціональні показники, але і чисельність та біомаса.

Найчастіше збільшення показників чисельності та біомаси фітопланктону характерне для однотипних водних об'єктів, які певною мірою зберегли свій природний стан, а зменшення притаманне тим, що зазнають значного чи помірного антропогенного тиску. Для різних типів гідроекосистем характерний своєрідний склад фітопланктону, зміни неорганічних сполук Нітрогену та інших компонентів хімічного складу води. Відповідно відрізняються показники чисельності та біомаси водоростей (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

**Кількісні показники фітопланктону різних типів гідроекосистем  
(червень–жовтень) 2022 р.**

	<b>р. Стубелка</b>	<b>Хрінницьке вдсх.</b>	<b>оз. Засвітське</b>	<b>Морозівський кар'єр</b>
<b>N тис. кл./дм<sup>3</sup></b>	<u>714–3424</u> 1586	<u>862–4658</u> 1835	<u>90–2822</u> 1225	<u>492–5886</u> 2784
<b>B мг/дм<sup>3</sup></b>	<u>0,2081–1,0442</u> 0,6527	<u>0,3932–1,7663</u> 0,9011	<u>0,0361–0,8113</u> 0,2890	<u>0,0629–1,0277</u> 0,4631

*Примітка: чисельник – межі коливань показників, знаменник – середні значення показників*

Чисельність фітопланктону у воді р. Стубелка змінюється від 714 тис. кл/дм<sup>3</sup> (жовтень) до 3424 тис. кл/дм<sup>3</sup> (серпень), а біомаса від 0,2081 мг/дм<sup>3</sup> (жовтень) до 1,0442 мг/дм<sup>3</sup> (червень).

У воді Хрінницького вдсх. чисельність фітопланктону варіює від 862 тис. кл/дм<sup>3</sup> (червень) до 4658 тис. кл/дм<sup>3</sup> (жовтень), а біомаса від 0,3932 мг/дм<sup>3</sup> (серпень) до 1,7663 мг/дм<sup>3</sup> (липень).

Чисельність фітопланктону оз. Засвітське змінюється від 90 тис. кл/дм<sup>3</sup> (жовтень) до 2822 тис. кл/дм<sup>3</sup> (червень), а біомаса від 0,0361 мг/дм<sup>3</sup> (жовтень) до 0,8113 мг/дм<sup>3</sup> (червень).

У воді Морозівського кар'єру чисельність фітопланктону варіює від 492 тис. кл/дм<sup>3</sup> (жовтень) до 5886 тис. кл/дм<sup>3</sup> (серпень), а біомаса від 0,0629 мг/дм<sup>3</sup> (жовтень) до 1,0277 мг/дм<sup>3</sup> (липень).

Найвищу біомасу фітопланктону у всіх водних об'єктах виявлено влітку (червень-липень), а найменшу – восени (жовтень). Найвищі показники чисельності зафіксовано у змінній та штучній гідроекосистемах у серпні, в природній – у червні, а у істотно змінній – у жовтні (за рахунок зростання біомаси домінуючих видів *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria*).

Середня чисельність фітопланктону у різних типах гідроекосистем змінюється в напрямку: штучна > істотно змінена > змінена > природна (кар'єр > водосховище > річка > озеро). За середньою біомасою фітопланктону водні об'єкти розподіляється наступним чином: істотно змінена > змінена > штучна >

природна (водосховище > річка > кар'єр > озеро).

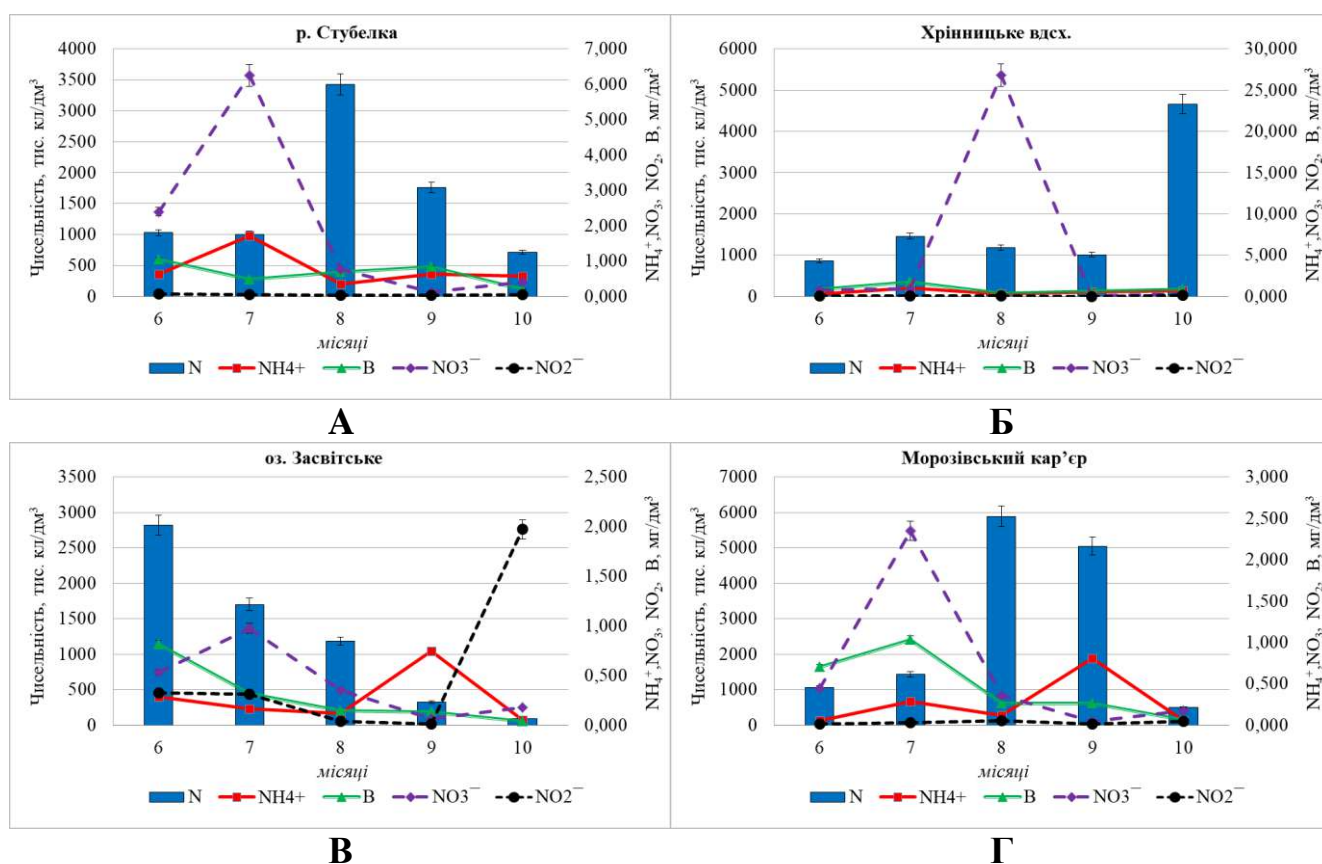
Екологічний стан водних об'єктів за чисельністю фітопланктону відповідає категорії «добрий» (4 бали) для річки, водосховища та озера, а категорії «задовільний» (3 бали) – для кар'єру. За біомасою фітопланктону екологічний стан усіх гідроекосистем відповідає категорії «добрий» (4 бали).

На зростання чи зниження чисельності та біомаси фітопланктону впливають умови середовища та швидкість їхніх змін. Найчастіше дослідники аналізують вплив світла, гідрологічного режиму, температури, прозорості, мінералізації та інших чинників на розвиток фітопланктону, проте, основну увагу акцентують на присутності важливих біогенних сполук (амоній, нітриту та нітрати) у воді, що забезпечують водоростям оптимальні умови росту [9, 10, 11, 12]. Відповідно зміни концентрації нітрогеновмісних сполук та зміщення їхньої рівноваги в системі амоній ↔ нітриту ↔ нітрати зумовлюють коливання загальної чисельності та біомаси фітопланктону, а також перерозподіл цих показників у відділах водоростей (рис. 4.6–4.8).

Загальна чисельність фітопланктону у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) у червні та липні відрізняється не суттєво. Проте фітопланктон більш активніше поглинає нітроген амонійний та нітриту, що зумовлює зростання вмісту нітратів у воді [5]. Збільшення чисельності до найвищого значення за весь період дослідження у серпні співпадає з найменшим вмістом амонію та значним зниженням нітриту та нітратів, що свідчить про поглинання усіх трьох форм. Зазначені закономірності підтверджує виявлена обернена кореляція між чисельністю та вмістом амонію ( $r = -0,47$ ,  $p < 0,05$ ), нітритами ( $r = -0,46$ ,  $p < 0,05$ ), нітратами ( $r = -0,35$ ,  $p < 0,05$ ). У вересні чисельність знижується у 1,9 рази, у порівнянні з серпнем, а концентрація нітрогену амонійного підвищується, однак, вміст нітратів та нітриту мінімальний за весь період дослідження. Ймовірно види відділів фітопланктону спочатку поглинають нітриту та нітрати, а тоді вже нітроген амонійний. Такі ж особливості встановлено у жовтні. Також на коливання чисельності фітопланктону у воді зміненої гідроекосистеми здійснюють вплив рН ( $r = -0,88$ ), вміст розчиненого кисню ( $r = -0,83$ ), БСК<sub>5</sub>



( $r= 0,88$ ), сульфати ( $r= 0,91$ ,  $p<0,05$ ), фосфати ( $r= 0,90$ ,  $p<0,05$ ) та фосфор загальний ( $r= 0,97$ ,  $p<0,01$ ). Біомаса фітопланктону у воді р. Стубелка у червні досягає найвищого значення, а у жовтні найменшого. Зростання концентрації, як нітрогену амонійного, так і нітратів зумовлює зниження біомаси у липні. У серпні біомаса зростає, а вміст усіх нітрогенвмісних сполук, навпаки, знижується. У вересні підвищення вмісту нітрогену амонійного призводить до зростання біомаси, однак знижується концентрація нітритів та нітратів. При зниженні вмісту нітрогену амонійного у жовтні зменшується біомаса, але підвищується концентрація нітритів та нітратів (рис. 4.6 А).



**Рис. 4.6. Зміна чисельності (N) та біомаси (B) за різної концентрації неорганічних сполук Нітрогену у різних типах гідроєкосистем: А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна**

У фітопланктоні істотно зміненої гідроєкосистеми (Хрінницького вдсх.) найнижча чисельність виявлена у червні за низьких значень нітрогену амонійного та нітритів. Найвища чисельність зафіксована у жовтні за підвищеної концентрації нітрогену амонійного та значного зростання вмісту нітритів. Виявлена дуже тісна пряма кореляція між чисельністю фітопланктону та

нітритами ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,01$ ), БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,84$ ), ХСК ( $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ), кальцієм ( $r = 0,81$ ), а обернена з вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,95$ ,  $p < 0,01$ ) та температурою води ( $r = -0,74$ ). Певні особливості щодо вмісту нітрогену амонійного характерні для біомаси. Зокрема, максимальна біомаса формується за найвищого вмісту нітрогену амонійного у липні, а мінімальна – за найнижчої концентрації  $\text{NH}_4^+$  і високої нітратів (рис. 4.6 Б). Відповідно між біомасою фітопланктону та вмістом нітрогену амонійного встановлена пряма тісна кореляція ( $r = 0,85$ ,  $p < 0,05$ ), а з нітратами – обернена середня ( $r = -0,52$ ,  $p < 0,05$ ). Також тісна пряма кореляція встановлена між біомасою та рН ( $r = 0,76$ ), фосфором загальним ( $r = 0,71$ ), а обернена з хлоридами ( $r = -0,62$ ) та сульфатами ( $r = -0,76$ ).

У фітопланктоні природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) найвищу чисельність та біомасу зафіксовано у червні за низьких значень нітрогену амонійного, нітритів та нітратів, що свідчить про його поглинання фітопланктоном. Найнижчу чисельність та біомасу виявлено жовтні за найменшого вмісту нітрогену амонійного, проте, за максимально високої концентрації нітритів (рис. 4.6 В). Між біомасою і чисельністю фітопланктону та нітритами встановлена обернена кореляція ( $r = -0,32$  і  $r = -0,44$ ). Водночас пряма кореляція виявлена між біомасою і чисельністю фітопланктону та нітратами ( $r = 0,46$  і  $r = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ). Суттєвий вплив на біомасу та чисельність фітопланктону здійснюють рН ( $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$ ), хлориди ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$  та  $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ). Крім того, виявлено пряму тісну кореляцію між біомасою та чисельністю і БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,94$ ,  $p < 0,05$  та  $r = 0,84$ ), а обернену з ХСК ( $r = -0,72$  та  $r = -0,90$ ,  $p < 0,05$ ).

У фітопланктоні штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) при стрімкому зниженні нітратів, помірного зменшення нітрогену амонійного та зростання нітритів спостерігали максимальне підвищення чисельності у серпні. Найвища біомаса встановлена у липні за зростання усіх трьох форм Нітрогену в порівнянні з попередні місяцем. Як біомаса, так і чисельність зменшувалися у жовтні за найнижчого вмісту нітрогену амонійного і збільшення нітритів (рис. 4.6 Г). Відповідно між чисельністю фітопланктону та вмістом амонію встановлена

пряма кореляція ( $r= 0,50$ ), а з нітратами обернена ( $r= -0,33$ ). Також на коливання чисельності фітопланктону у воді штучної гідроекосистеми впливає рН ( $r= 0,61$ ), ХСК ( $r= 0,50$ ), магній ( $r= 0,55$ ) та сульфати ( $r= 0,85$ ). Встановлена пряма тісна кореляція між біомасою фітопланктону та нітратами ( $r= 0,86$ ,  $p<0,05$ ), фосфором загальним ( $r= 0,71$ ) та температурою води ( $r= 0,72$ ). Обернена кореляція виявлена між біомасою фітопланктону та рН ( $r= -0,89$ ,  $p<0,05$ ), вмістом розчиненого кисню ( $r= -0,68$ ), ХСК ( $r= -0,62$ ), хлоридами ( $r= -0,88$ ,  $p<0,05$ ) та фосфатами ( $r= -0,78$ ).

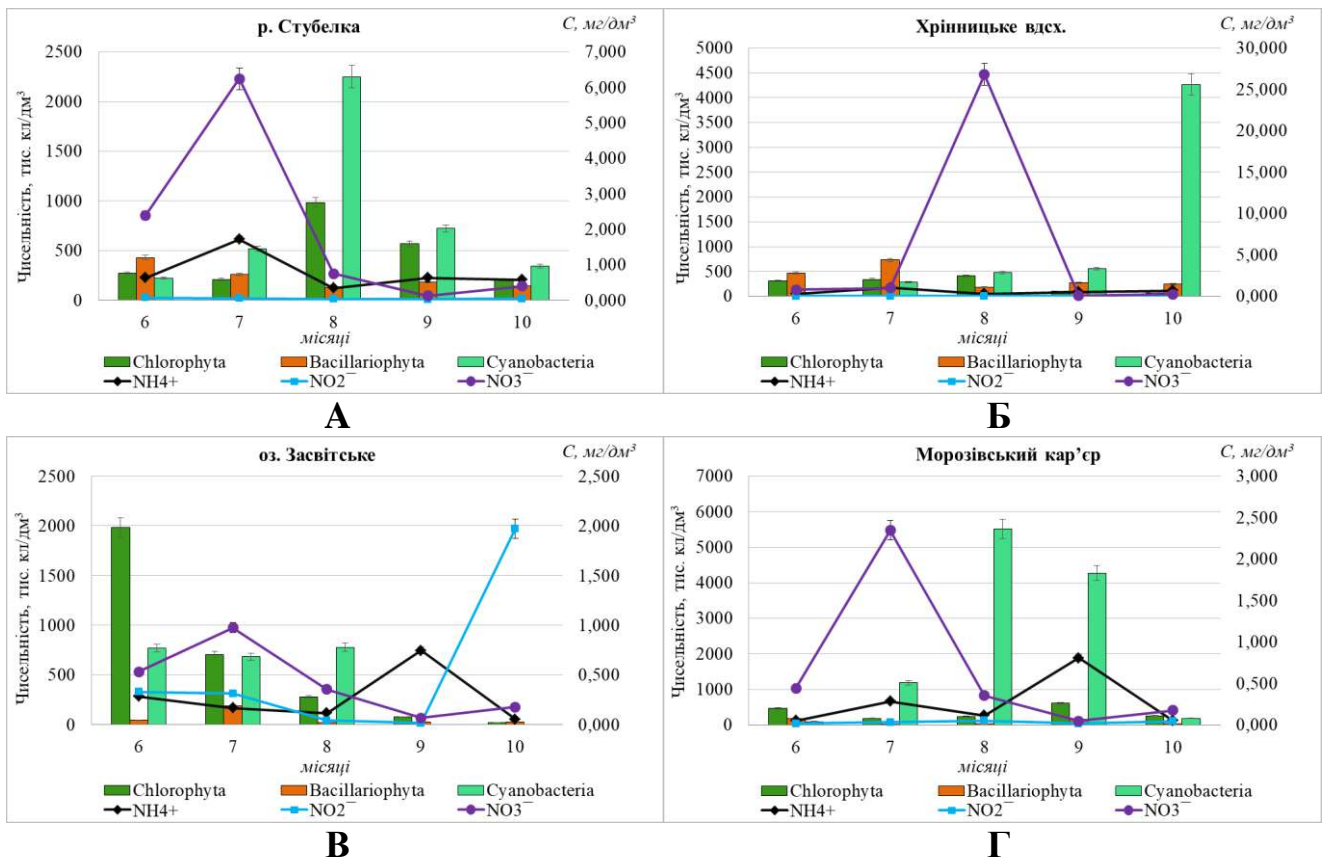
Таким чином, зниження вмісту нітрогену амонійного, нітритів та нітратів у воді зміненої гідроекосистеми в більшості місяців призводить до зростання чисельності фітопланктону за рахунок поглинання всіх трьох форм Нітрогену. На формування чисельності фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми, згідно кореляційних залежностей, найбільший вплив здійснюють нітрити, а на біомасу – нітроген амонійний. У воді природної гідроекосистеми формування чисельності та біомаси фітопланктону найбільшою мірою здійснюють нітрати. Обернена залежність між кількісними показниками та нітритами свідчить про ймовірне їхнє потрапляння до водойми внаслідок вивільнення з самих клітин фітопланктону внаслідок завершення вегетаційного періоду. Формування чисельності фітопланктону штучної гідроекосистеми найбільше обумовлено зростанням концентрації амонію, а біомаси – нітратів.

#### **4.3. Дія амонію, нітритів та нітратів на зміну чисельності та біомаси відділів фітопланктону різних типів гідроекосистем**

Незважаючи на рівноцінність усіх трьох форм неорганічних сполук Нітрогену для фітопланктону низка досліджень показують позитивні та негативні впливи високих концентрацій амонію на кількісні показники та розвиток тих чи інших відділів фітопланктону [1, 8, 14, 15, 19]. Однак для фітопланктону енергетично вигідно поглинати саме нітроген амонійний, оскільки пришвидшується процес включення його для синтезу амінокислот. Крім того, у водоймі, внаслідок порушення циклу Нітрогену, можуть спостерігатися високі

концентрації саме нітрогену амонійного, а нітритів і нітратів – низькі. За таких умов нітроген амонійний – єдина доступна форма для водоростей. Адаптуючись до таких умов клітини фітопланктону виробили ефективні механізми зниження токсичного ефекту. До них відносять амонійзв'язуючі властивості, які відрізняються у конкретних видів і відділів. Зокрема, за ефективністю зв'язувати амоній відділи фітопланктону розподіляються наступним чином: *Chlorophyta* > *Bacillariophyta* > *Cyanobacteria* [1].

Аналізуючи чисельність відділу *Cyanobacteria* у воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) відмічено найвище її значення у серпні за найнижчої концентрації нітрогену амонійного та високої температури води (22<sup>0</sup>С). Встановлено обернену кореляцію між чисельністю *Cyanobacteria* та вмістом нітрогену амонійного ( $r = -0,39$ ), нітритами ( $r = -0,48$ ) та нітратами ( $r = -0,28$ ), рН ( $r = -0,84$ ), а пряму з фосфором загальним ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ), фосфатами ( $r = 0,86$ ), сульфатами ( $r = 0,82$ ) та БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,76$ ). Найвищу чисельність відділу *Chlorophyta* також зафіксовано у серпні за одночасно зниження вмісту нітрогену амонійного, нітритів та нітратів, що свідчить про їхнє поглинання фітопланктоном [5]. Виявлена обернена кореляція між чисельністю *Chlorophyta* та вмістом нітрогену амонійного ( $r = -0,55$ ,  $p < 0,05$ ), нітритами ( $r = -0,53$ ,  $p < 0,05$ ) та нітратами ( $r = -0,46$ ,  $p < 0,05$ ). Також встановлена обернена кореляція між чисельністю *Chlorophyta* та температурою води ( $r = -0,84$ ), вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,87$ ), а пряма з БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ), сульфатами ( $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$ ) та фосфором загальним ( $r = 0,93$ ,  $p < 0,05$ ). Чисельність відділу *Bacillariophyta*, навпаки, у серпні знижується до найнижчого значення. Між чисельністю відділу *Bacillariophyta* та нітритами визначено пряму тісну кореляцію ( $r = 0,89$ ,  $p < 0,05$ ). Суттєве зниження чисельності *Bacillariophyta* ймовірно зумовлено конкуренцією за поживні речовини між відділами, а також підвищенням температури води. Оскільки відомо, що види відділу *Bacillariophyta* інтенсивно розвиваються при нижчих температурах води, ніж фіксуються влітку [12] (рис. 4.7 А).



**Рис. 4.7. Зміна чисельності відділів фітопланктону за різної концентрації нітрогену амонійного, нітритів та нітратів у різних типах гідроекосистем: А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна**

У фітопланктоні істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) за найвищої концентрації нітрогену амонійного у липні фіксували максимальну чисельність відділу *Bacillariophyta*, а мінімальну – відділу *Cyanobacteria*. Високої чисельності досягає у жовтні відділ *Cyanobacteria* за підвищених концентрації нітрогену амонійного та нітритів, а відділ *Chlorophyta*, навпаки, низької. Вплив нітритів на чисельність *Cyanobacteria* підтверджується виявленою тісною прямою кореляцією ( $r= 0,97, p<0,01$ ), а на чисельність *Chlorophyta* оберненою середньою – ( $r= -0,55, p<0,05$ ). Також на чисельність *Cyanobacteria* суттєвий вплив здійснює вміст розчиненого кисню ( $r= -0,97, p<0,01$ ), ХСК ( $r= 0,95, p<0,05$ ), кальцій ( $r= 0,89, p<0,05$ ), температура води ( $r= -0,81$ ) та БСК<sub>5</sub> ( $r= 0,84$ ). Найвища чисельність відділу *Chlorophyta* та найнижча відділу *Bacillariophyta* виявлена за низького вмісту нітрогену амонійного та високого нітратів (рис. 4.7 Б). Визначено пряму кореляцію між чисельністю відділу *Chlorophyta* та нітратами ( $r= 0,63, p<0,05$ ), температура води ( $r= 0,95, p<0,05$ ), а обернену тісну – з вмістом кальцію

( $r = -0,91$ ,  $p < 0,05$ ). Пряма кореляція виявлена між чисельністю відділу *Bacillariophyta* та вмістом нітрогену амонійного ( $r = 0,65$ ) та рН ( $r = 0,86$ ), а обернена з нітратами ( $r = -0,47$ ), хлоридами ( $r = -0,77$ ), сульфатами ( $r = -0,63$ ).

У фітопланктоні природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) мінімальну чисельність відділу *Chlorophyta* виявлено за найнижчого вмісту нітрогену амонійного і найвищої концентрації нітритів у жовтні. Максимальну чисельність відділу *Chlorophyta* зафіксовано у червні за низького вмісту нітрогену амонійного, нітритів та нітратів, що ймовірно пов'язано з його поглинанням фітопланктоном. За зниження вмісту нітрогену амонійного та підвищення нітратів і нітритів у липні чисельність відділу *Bacillariophyta* найвища, а відділу *Cyanobacteria* – найнижча. Водночас у серпні чисельність відділу *Cyanobacteria* максимальна, а відділу *Bacillariophyta* – мінімальна. Причому знижується вміст нітрогену амонійного, нітритів та нітратів у порівнянні з попереднім місяцем (рис. 4.7 В). Вплив нітратів на чисельність *Bacillariophyta* підтверджується виявленою тісною прямою кореляцією ( $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$ ). Водночас вплив нітратів на чисельність *Cyanobacteria* описується помірною прямою кореляцією ( $r = 0,55$ ,  $p < 0,05$ ), а нітритів – оберненою ( $r = -0,51$ ,  $p < 0,05$ ). Також встановлено обернену кореляцію між чисельністю *Cyanobacteria* та ХСК ( $r = -0,98$ ,  $p < 0,01$ ), сульфатами ( $r = -0,58$ ), фосфатами ( $r = -0,65$ ), а пряму – з температурою води ( $r = 0,81$ ). На чисельність *Chlorophyta* впливає вміст нітратів ( $r = 0,31$ ), рН ( $r = 0,86$ ), БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,97$ ,  $p < 0,01$ ) та хлориди ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,01$ ).

У фітопланктоні штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) максимальну чисельність відділу *Chlorophyta* зафіксовано у вересні за підвищеного вмісту нітрогену амонійного та низьких концентрацій нітритів і нітратів. Виявлена пряма кореляція між чисельністю *Chlorophyta* та вмістом нітрогену амонійного ( $r = 0,65$ ,  $p < 0,05$ ) та обернена з нітритами та нітратами ( $r = -0,80$  та  $r = -0,57$ ,  $p < 0,05$ ). Найвища чисельність відділу *Bacillariophyta* і найнижча *Cyanobacteria* виявлена у червні за найменших концентрацій нітрогену амонійного та нітритів. У липні раптово знижується чисельність *Bacillariophyta* до найнижчого значення, а *Cyanobacteria* зростає. При цьому збільшується

концентрація всіх форм Нітрогену у порівнянні з попереднім місяцем, особливо нітратів. Встановлена обернена кореляцію між чисельністю *Bacillariophyta* та нітритами і нітратами ( $r = -0,81$  та  $r = -0,56$ ,  $p < 0,05$ ), а пряма з БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,87$ ), магнієм ( $r = 0,58$ ) та натрієм ( $r = 0,85$ ). Варто зауважити, що вже у серпні чисельність відділу *Cyanobacteria* максимально збільшується, а вміст нітратів знижується, в тому числі і внаслідок його поглинання фітопланктоном. Підвищення вмісту нітрогену амонійного у вересні зумовлює зростання чисельності відділу *Chlorophyta*, а незначне зниження чисельності відділу *Cyanobacteria* ймовірно пов'язане зі зниженням температури води до 15<sup>0</sup>С. Між чисельністю відділу *Cyanobacteria* та нітрогеном амонійним виявлено пряму кореляцію ( $r = 0,47$ ) (рис. 4.7 Г).

Також зміни неорганічних сполук Нітрогену зумовлюють коливання показників біомаси відділів фітопланктону (рис. 4.8).

У воді зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) біомаса відділу *Bacillariophyta* у червні найвища за весь період дослідження, а в наступні місяці то знижується, то підвищується. Підвищення у червні концентрації нітратів і нітрогену амонійного та зниження нітритів призводить до зменшення біомаси водоростей відділу *Bacillariophyta*. Між біомасою відділу *Bacillariophyta* та вмістом нітритів виявлена пряма залежність ( $r = 0,76$ ,  $p < 0,05$ ). У серпні збільшення біомаси відділів *Chlorophyta* та *Cyanobacteria* зумовлює зниження усіх трьох форм нітрогеновмісних сполук. Між біомасою цих двох відділів і вмістом амонію виявлено обернену кореляцію ( $r = -0,47$  та  $r = -0,40$ ). Також встановлено тісну обернену кореляцію між біомасою відділів *Chlorophyta* та *Cyanobacteria* і рН ( $r = -0,89$  та  $r = -0,91$ ,  $p < 0,05$ ), а пряму з БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,91$  та  $r = 0,67$ ,  $p < 0,05$ ), сульфатами ( $r = 0,94$  та  $r = 0,81$ ,  $p < 0,05$ ), фосфором ( $r = 0,91$  та  $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ) та фосфором загальним ( $r = 0,96$  та  $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ). Зниження біомаси відділу *Chlorophyta* та зростання *Bacillariophyta* у вересні призводить до збільшення вмісту нітрогену амонійного та зниження нітритів та нітратів. У жовтні, навпаки, концентрація нітритів та нітратів зростає, а амонію знижується. Зміна вмісту сполук Нітрогену у воді зумовлює коливання біомаси всіх відділів, в тому числі і

внаслідок завершення вегетаційного періоду (рис. 4.8 А).

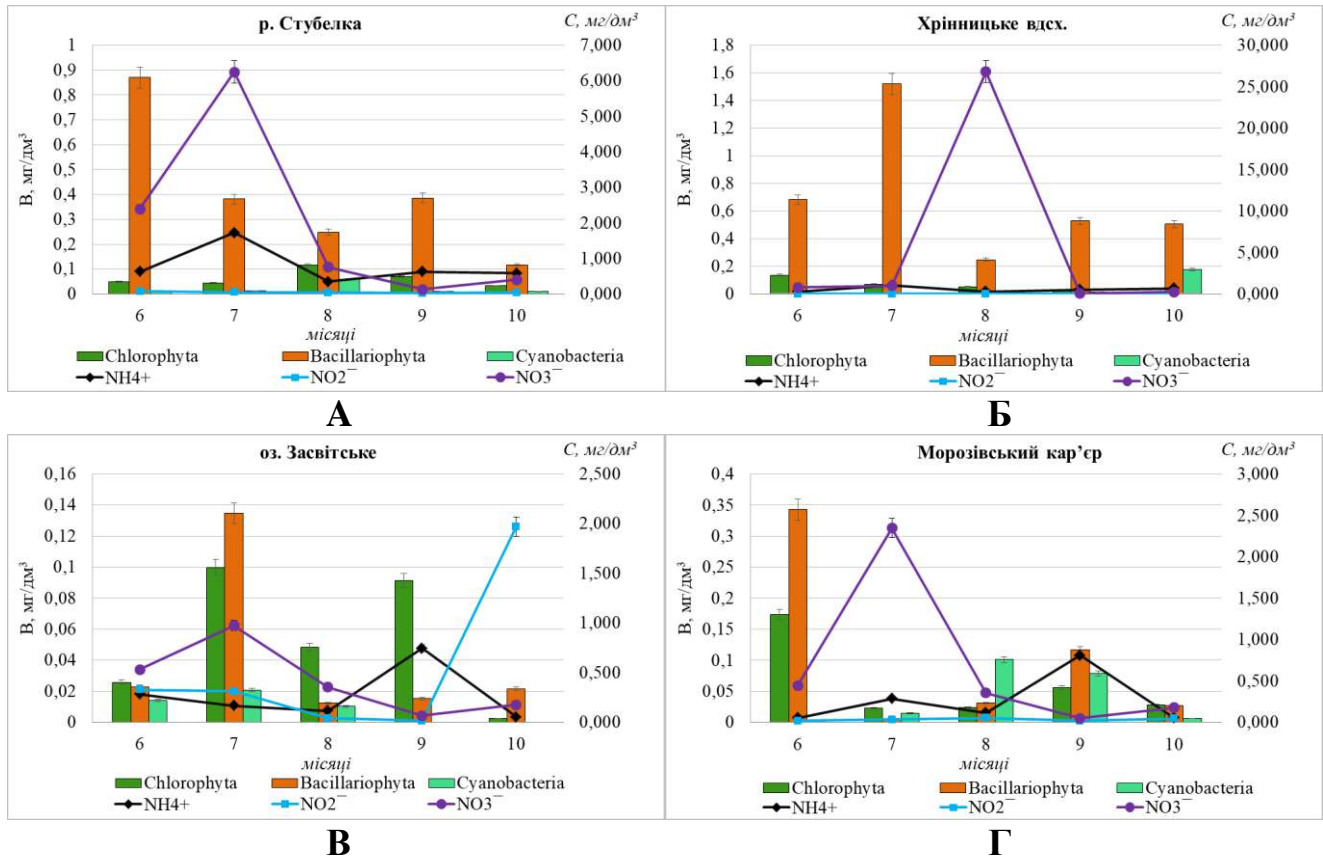


Рис. 4.8. Зміна біомаси відділів фітопланктону за різної концентрації нітрогену амонійного, нітритів та нітратів у різних типах гідроекосистем: А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна

У фітопланктоні істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) у липні, за найвищого вмісту нітрогену амонійного, зафіксовано найвищу біомасу відділу *Bacillariophyta*, а найнижчу – відділу *Cyanobacteria*. Раптове зниження концентрації нітрогену амонійного у серпні зумовлює зменшення біомаси *Bacillariophyta* і *Chlorophyta* та зростання *Cyanobacteria*. У вересні зростає біомаса *Bacillariophyta* і *Cyanobacteria*, а *Chlorophyta* знижується за підвищеного вмісту нітрогену амонійного. Вплив нітрогену амонійного на біомасу відділу *Bacillariophyta* підтверджує і пряма кореляція між цими показниками ( $r=0,81$ ,  $p<0,05$ ). У жовтні підвищення концентрації нітрогену амонійного та нітритів призводить до максимального зростання біомаси відділу *Cyanobacteria* та зниження біомаси відділів *Bacillariophyta* і *Chlorophyta* (рис. 4.8 Б). Встановлено пряму тісну кореляцію між нітритами та біомасою відділу *Cyanobacteria* ( $r=0,98$ ,  $p<0,01$ ). Також встановлена тісна кореляція між біомасою відділу *Cyanobacteria* та



вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,95$ ,  $p < 0,01$ ), ХСК ( $r = 0,93$ ,  $p < 0,05$ ) та кальцієм ( $r = 0,89$ ,  $p < 0,05$ ). На біомасу відділу *Chlorophyta* суттєвий вплив здійснює вміст магнію ( $r = 0,96$ ,  $p < 0,01$ ).

У фітопланктоні природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) максимальну біомасу відділів *Chlorophyta*, *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria* виявлено у липні за підвищеного вмісту нітратів та зниження концентрації нітрогену амонійного. Виявлено пряму тісну кореляцію між біомасою *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria* та нітратами ( $r = 0,88$  та  $r = 0,96$ ,  $p < 0,05$ ). У серпні вміст усіх сполук Нітрогену знижується і також зменшується до мінімального значення біомаса відділів *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria*. У вересні висока концентрація нітрогену амонійного ймовірно зумовлює пригнічення розвитку відділу *Cyanobacteria*, а зниження температури води посилює вплив та призводить до повного зникнення представників відділу впродовж двох осінніх місяців. Між біомасою відділу *Cyanobacteria* та вмістом амонію і нітритів виявлено обернену кореляцію ( $r = -0,36$  та  $r = -0,42$ ). Крім того, встановлено тісну кореляцію між біомасою відділу *Cyanobacteria* та вмістом магнію ( $r = 0,97$ ,  $p < 0,01$ ), кальцію ( $r = 0,70$ ) та фосфатів ( $r = -0,81$ ). Найнижча біомаса відділу *Chlorophyta* зафіксована у жовтні за низького вмісту нітрогену амонійного та підвищеної концентрації нітритів (рис. 4.8 В). Між біомасою *Chlorophyta* та вмістом нітритів встановлена обернена кореляція ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ), а з амонієм пряма ( $r = 0,53$ ,  $p < 0,05$ ). Крім того, встановлено тісну кореляцію між біомасою відділу *Chlorophyta* та вмістом натрію ( $r = -0,87$ ), сульфатами ( $r = -0,71$ ) та фосфатами ( $r = -0,73$ ).

У фітопланктоні штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) найвища біомаса відділів *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* виявлена у червні за найнижчого вмісту нітрогену амонійного та нітритів, що свідчить про оптимальні умови для їхнього росту за таких умов. Однак біомаса цих відділів вже у липні знижується до мінімальних значень, відповідно за таких умов зростає концентрація нітратів, нітритів та амонію, оскільки вони не поглинаються так активно фітопланктоном. У серпні зростання біомаси усіх трьох відділів фітопланктону супроводжується зниженням нітратів та амонію і зростанням нітритів. Найвищої біомаси у серпні

за таких умов досягає відділ *Cyanobacteria*. Відповідно нітрити чинять найбільший вплив на біомасу відділу *Cyanobacteria*. У вересні зростання біомаси відділів *Chlorophyta* і *Bacillariophyta* та зменшення біомаси *Cyanobacteria*, відбувається за підвищення амонію і зниження нітритів та нітратів. У зв'язку з завершенням вегетаційного періоду у жовтні біомаса усіх відділів знижується. Відповідно знижується і вміст нітритів та амонію, а нітратів, навпаки, зростає. Варто зауважити, що зростання біомаси відділів *Chlorophyta* і *Bacillariophyta* найчастіше призводить до зниження вмісту нітратів та нітритів у воді внаслідок їхнього поглинання, а зниження біомаси відповідно супроводжується збільшенням концентрації  $\text{NO}_3^-$  та  $\text{NO}_2^-$ . Виявлена обернена кореляція між біомасою *Chlorophyta* і *Bacillariophyta* та нітритами ( $r = -0,69$  та  $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ) (рис. 4.8 Г). Встановлено тісну кореляцію між біомасою *Chlorophyta* і *Bacillariophyta* та БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,86$  та  $r = 0,91$ ,  $p < 0,05$ ), натрієм ( $r = 0,98$  та  $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ), фосфати ( $r = -0,77$  та  $r = -0,71$ ) та ХСК ( $r = -0,76$  та  $r = -0,70$ ). Пряма кореляція виявлена між біомасою відділу *Cyanobacteria* та амонієм ( $r = 0,45$ ), рН ( $r = 0,64$ ) та сульфатами ( $r = 0,83$ ).

Отже, зміни концентрації нітрогену амонійного, нітритів та нітратів у воді досліджених водних об'єктів зумовлюють коливання чисельності та біомаси відділів фітопланктону. Встановленні як прямі, так і оберненні залежності, оскільки вплив сполук Нітрогену на кількісні показники фітопланктону залежить від конкретного відділу водоростей, амонійзв'язуючих властивостей і їхнього внеску у формування показників загальної чисельності та біомаси.

#### **4.4. Зміни сапробності та інформаційного різноманіття фітопланктону різних типів гідроекосистем як екологічний наслідок порушення циклу Нітрогену**

Зміна хімічного складу води у гідроекосистемах, в тому числі і неорганічних сполук Нітрогену, завжди зумовлює коливання сапробності та інформаційного різноманіття фітопланктону. Межі коливань та середні значення

зазначених показників фітопланктону усіх досліджених водних об'єктів наведено в таблиці 4.7.

**Таблиця 4.7**

**Індекс сапробності та інформаційне різноманіття фітопланктону різних типів гідроекосистем (червень–жовтень) 2022 р.**

	р. Стубелка	Хрінницьке вдх.	оз. Засвітське	Морозівський кар'єр
<b>H<sub>N</sub></b> біт/екз	$\frac{3,15-4,74}{3,77}$	$\frac{1,06-4,78}{3,68}$	$\frac{2,13-3,89}{2,37}$	$\frac{2,34-3,60}{2,28}$
<b>H<sub>B</sub></b> біт/мг	$\frac{3,97-4,80}{4,20}$	$\frac{3,24-4,84}{4,17}$	$\frac{1,63-4,10}{2,51}$	$\frac{0,71-3,91}{2,43}$
<b>S</b>	$\frac{1,55-2,04}{1,87}$	$\frac{1,73-2,31}{1,99}$	$\frac{1,60-2,63}{1,90}$	$\frac{1,57-1,91}{1,31}$

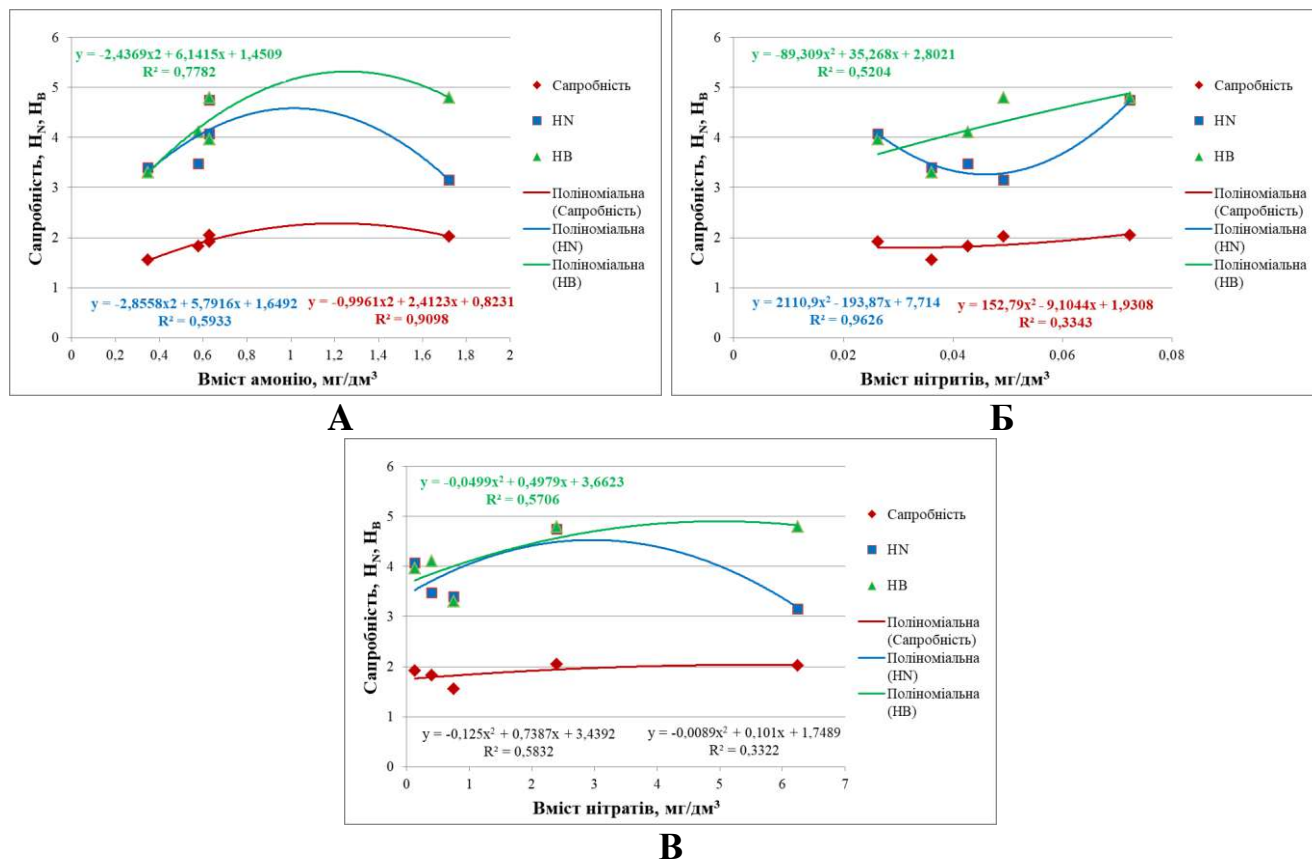
*Примітка: чисельник – межі коливань показників, знаменник – середні значення показників*

Інформаційне різноманіття фітопланктону р. Стубелка варіює від 3,15 біт/екз у липні до 4,74 біт/екз у червні за чисельністю (H<sub>N</sub>), а від 3,97 біт/мг у вересні до 4,80 біт/мг у червні та липні за біомасою (H<sub>B</sub>). Індекс сапробності змінюється від 2,04 (червень) до 1,55 (серпень). За індексом сапробності вода р. Стубелка змінюється від α-олігосапробної до β-мезосапробної зони та відповідає II–III класам якості (чиста, помірно забруднена).

Для більш наочного відображення залежності сапробності та індексу Шеннона фітопланктону зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) від вмісту амонію, нітритів та нітратів розраховано рівняння регресії із зазначенням коефіцієнтів детермінації (рис. 4.9).

Отримані рівняння та коефіцієнти показують обернену залежність між сапробністю та вмістом амонію у зміненій гідроекосистемі ( $y = -0,9961x^2 + 2,4123x + 0,8231$ ,  $R^2 = 0,91$ ), а також з вмістом нітратів ( $y = -0,0089x^2 + 0,101x + 1,7489$ ,  $R^2 = 0,33$ ), а пряму з концентрацією нітритів ( $y = 152,79x^2 - 9,1044x + 1,9308$ ,  $R^2 = 0,33$ ). Обернена залежність у зміненій гідроекосистемі виявлена між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $y = -2,4369x^2 + 6,1415x + 1,4509$ ,  $R^2 = 0,78$ ), нітритів ( $y = -89,309x^2 + 35,268x + 2,8021$ ,  $R^2 = 0,52$ ) та нітратів ( $y = -0,0499x^2 + 0,4979x + 3,6623$ ,  $R^2 = 0,57$ ). Крім того, обернена залежність

встановлена між індексом Шеннона за чисельністю та вмістом амонію ( $y = -2,8558x^2 + 5,7916x + 1,6492$ ,  $R^2 = 0,59$ ), нітритів ( $y = -2,8558x^2 + 5,7916x + 1,6492$ ,  $R^2 = 0,58$ ), а пряма з концентрацією нітритів ( $y = 2110,9x^2 - 193,87x + 7,714$ ,  $R^2 = 0,96$ ).



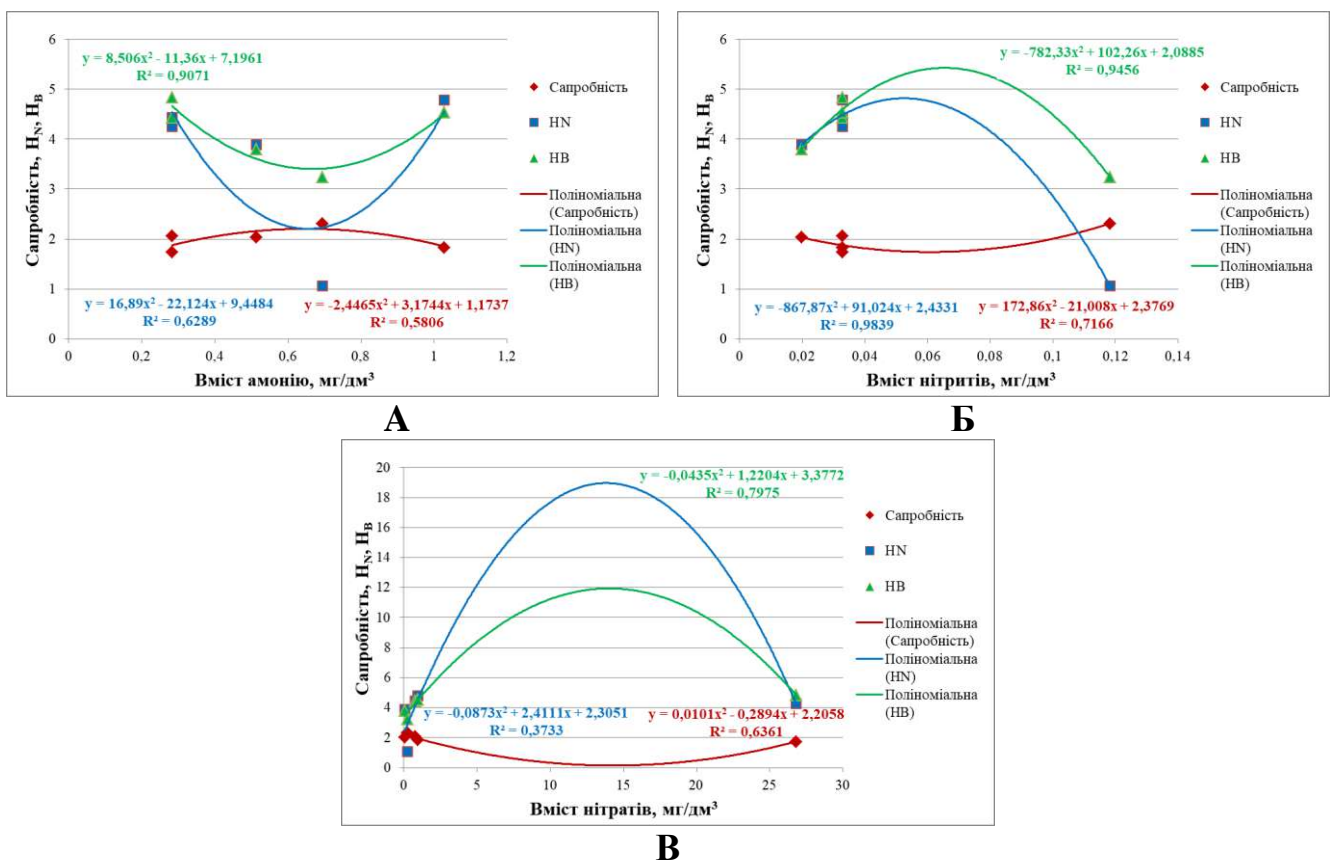
**Рис. 4.9.** Залежність сапробності та індексу Шеннона фітопланктону зміненої гідроекосистеми від вмісту неорганічних сполук Нітрогену: А – амонію; Б – нітритів; В – нітратів

Інформаційне різноманіття фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) варіює від 1,06 біт/екз у жовтні до 4,78 біт/екз у липні за чисельністю ( $H_N$ ), а від 3,24 біт/мг у жовтні до 4,84 біт/мг у серпні за біомасою ( $H_B$ ). Індекс сапробності змінюється від 1,73 (серпень) до 2,31 (жовтень). За індексом сапробності вода Хрінницького вдсх. належить до  $\beta$ -мезосапробної зони та відповідає III класу якості (помірно забруднена).

Взаємозв'язок між сапробністю, індексом Шеннона та вмістом амонію, нітритів і нітратів у істотно зміненій гідроекосистемі наведено на рисунку 4.10.

У істотно зміненій гідроекосистемі виявлено також обернену залежність між сапробністю та вмістом амонію ( $y = -2,4465x^2 + 3,1744x + 1,1737$ ,  $R^2 = 0,58$ ),

але вже пряму з нітритами ( $y = 172,86x^2 - 21,008x + 2,3769$ ,  $R^2 = 0,72$ ) та нітратами ( $y = 0,0101x^2 - 0,2894x + 2,2058$ ,  $R^2 = 0,64$ ). Пряма залежність виявлена між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $y = 8,506x^2 - 11,36x + 7,1961$ ,  $R^2 = 0,91$ ), а обернена з нітритами ( $y = -782,33x^2 + 102,26x + 2,0885$ ,  $R^2 = 0,95$ ) та нітратами ( $y = 1,1772x^2 + 0,3432x + 2,3454$ ,  $R^2 = 0,61$ ). Аналогічні закономірності встановлено для індексу Шеннона за чисельністю. Зокрема, показано пряму залежність між індексом Шеннона за чисельністю та вмістом амонію ( $y = 16,89x^2 - 22,124x + 9,4484$ ,  $R^2 = 0,63$ ), а обернену з нітритами ( $y = -867,87x^2 + 91,024x + 2,4331$ ,  $R^2 = 0,98$ ) та нітратами ( $y = -0,0873x^2 + 2,4111x + 2,3051$ ,  $R^2 = 0,37$ ).



**Рис. 4.10.** Залежність сабробності та індексу Шеннона фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми від вмісту неорганічних сполук Нітрогену: А – амонію; Б – нітритів; В – нітратів

Також за кореляцією Пірсона виявлено тісну обернену кореляцію між індексом Шеннона за чисельністю і нітритами ( $r = -0,94$ ,  $p < 0,05$ ), ХСК ( $r = -0,93$ ,  $p < 0,05$ ), кальцієм ( $r = -0,94$ ,  $p < 0,05$ ), а пряму з вмістом розчиненого кисню ( $r = 0,95$ ,  $p < 0,05$ ). Пряму кореляцію встановлено між індексом Шеннона за біомасою та температурою води ( $r = 0,95$ ,  $p < 0,05$ ). Крім того, між індексом

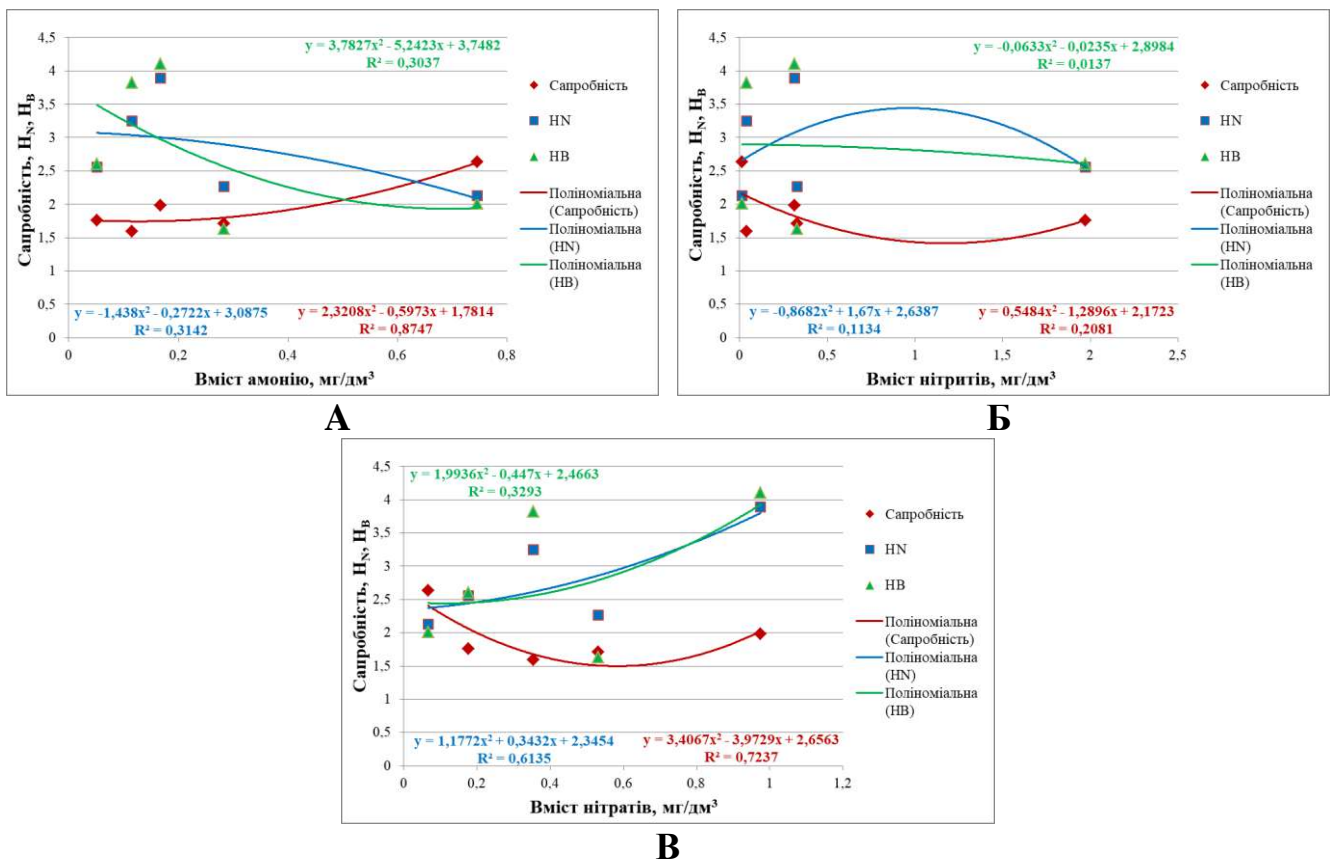
Шеннона за чисельністю та біомасою та кальцієм зафіксовано тісну обернену кореляцію ( $r = -0,94$  та  $r = -0,95$ ,  $p < 0,05$ ). Тісну обернену кореляцію виявлено між індексом сапробності та індексом Шеннона за біомасою ( $r = -0,91$ ,  $p < 0,05$ ). На індекс Шеннона за біомасою значний вплив здійснює чисельність відділу *Chlorophyta*. Між цими показниками встановлено тісну пряму кореляцію ( $r = 0,97$ ,  $p < 0,01$ ). Водночас між індексом Шеннона за чисельністю та біомасою і біомасою відділу *Cyanobacteria* виявлено обернену кореляцію ( $r = -0,99$  та  $r = -0,99$ ,  $p < 0,01$ ).

Інформаційне різноманіття фітопланктону природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) варіює від 2,13 біт/екз у жовтні до 3,89 біт/екз у липні за чисельністю ( $H_N$ ), а від 1,63 біт/мг у червні до 4,10 біт/мг у липні за біомасою ( $H_B$ ), що показує перехід від олігодомінантної структури фітопланктону (внаслідок домінування за біомасою лише одного виду фітопланктону – *S. ellipticum* (75,9%)) у червні до полідомінантної впродовж липня–жовтня, де домінують декілька видів різних відділів. Низьке значення інформаційного різноманіття за біомасою у червні (1,63) зумовлено високим розвитком одного виду – *S. ellipticum* (75,9% за біомасою), для якого умови проживання у озері дуже комфортні. Знижений показник інформаційного різноманіття за чисельністю у цей місяць (2,13) обумовлений розвитком двох видів *S. lacustris* (11,9% за чисельністю) та *S. ellipticum* (60,6%). Індекс сапробності, що відображає органічне забруднення, у природній гідроекосистемі змінюється від 1,60 (серпень) до 2,63 (вересень). За індексом сапробності вода оз. Засвітське змінюється від  $\beta$ -мезосапробної зони до  $\alpha$ - $\alpha$ -мезосапробної та відповідає III–VI класам якості (помірно забруднена, забруднена).

Взаємозв'язок між сапробністю, індексом Шеннона та вмістом амонію, нітритів та нітратів у природній гідроекосистемі відображено на рисунку 4.11.

У природній гідроекосистемі встановлено пряму залежність між сапробністю та вмістом амонію ( $y = 2,3208x^2 - 0,5973x + 1,7814$ ,  $R^2 = 0,87$ ), нітратами ( $y = 3,4067x^2 - 3,9729x + 2,6563$ ,  $R^2 = 0,72$ ) і нітридами ( $y = 0,5484x^2 - 1,2896x + 2,1723$ ,  $R^2 = 0,21$ ). Пряма незначна залежність виявлена між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $y = 3,7827x^2 - 5,2423x + 3,7482$ ,

$R^2 = 0,30$ ), нітратами ( $y = 3,7827x^2 - 5,2423x + 3,7482$ ,  $R^2 = 0,30$ ). Низька залежність між індексом Шеннона за біомасою, чисельністю та нітритами ймовірно зумовлена раптовим підвищенням їхньої концентрації у воді озера в жовтні. Також встановлено пряму залежність між індексом Шеннона за чисельністю та вмістом нітратів ( $y = 1,1772x^2 + 0,3432x + 2,3454$ ,  $R^2 = 0,61$ ), а з концентрацією амонію хоча й обернена, але низька ( $y = -1,438x^2 - 0,2722x + 3,0875$ ,  $R^2 = 0,31$ ).



**Рис. 4.11. Залежність сапробності та індексу Шеннона фітопланктону природної гідроекосистеми від вмісту неорганічних сполук Нітрогену: А – амонію; Б – нітритів; В – нітратів**

За кореляцією Пірсона для фітопланктону природної гідроекосистеми підтверджено тісну пряму кореляцію між індексом сапробності та нітрогеном амонійним ( $r = 0,90$ ,  $p < 0,05$ ). Встановлено тісну пряму кореляцію між індексом Шеннона за чисельністю та індексом Шеннона за біомасою ( $r = 0,96$ ,  $p < 0,01$ ). Також зафіксовано тісну обернену кореляцію між індексом Шеннона за чисельністю та біомасою і фосфором ( $r = -0,93$  та  $r = -0,93$ ,  $p < 0,05$ ). Низькі

залежності між індексами Шеннона та вмістом амонію і нітритів у природній гідроекосистемі свідчить про більший вплив на ці показники нітратів та фосфору.

Інформаційне різноманіття фітопланктону штучної гідроекосистеми (Морозівського кар'єру) варіює від 2,34 біт/екз у липні до 3,60 біт/екз у червні за чисельністю ( $H_N$ ), а від 0,71 біт/мг у липні до 3,91 біт/мг у червні за біомасою ( $H_B$ ). Відповідно, зниження інформаційного показника ( $H_B$ ) у липні зумовлено формуванням біомаси практично за рахунок лише одного виду *C. hirundinella* (90,5% від загальної біомаси). Індекс сапробності змінюється від 1,57 (липень) до 1,91 (червень). За індексом сапробності вода Морозівського кар'єру змінюється від  $\alpha$ -олігосапробної до  $\beta$ -мезосапробної зони та відповідає II–III класам якості (чиста, помірно забруднена). Взаємозв'язок між сапробністю, індексом Шеннона та вмістом амонію, нітритів та нітратів у штучній гідроекосистемі показано на рисунку 4.12.

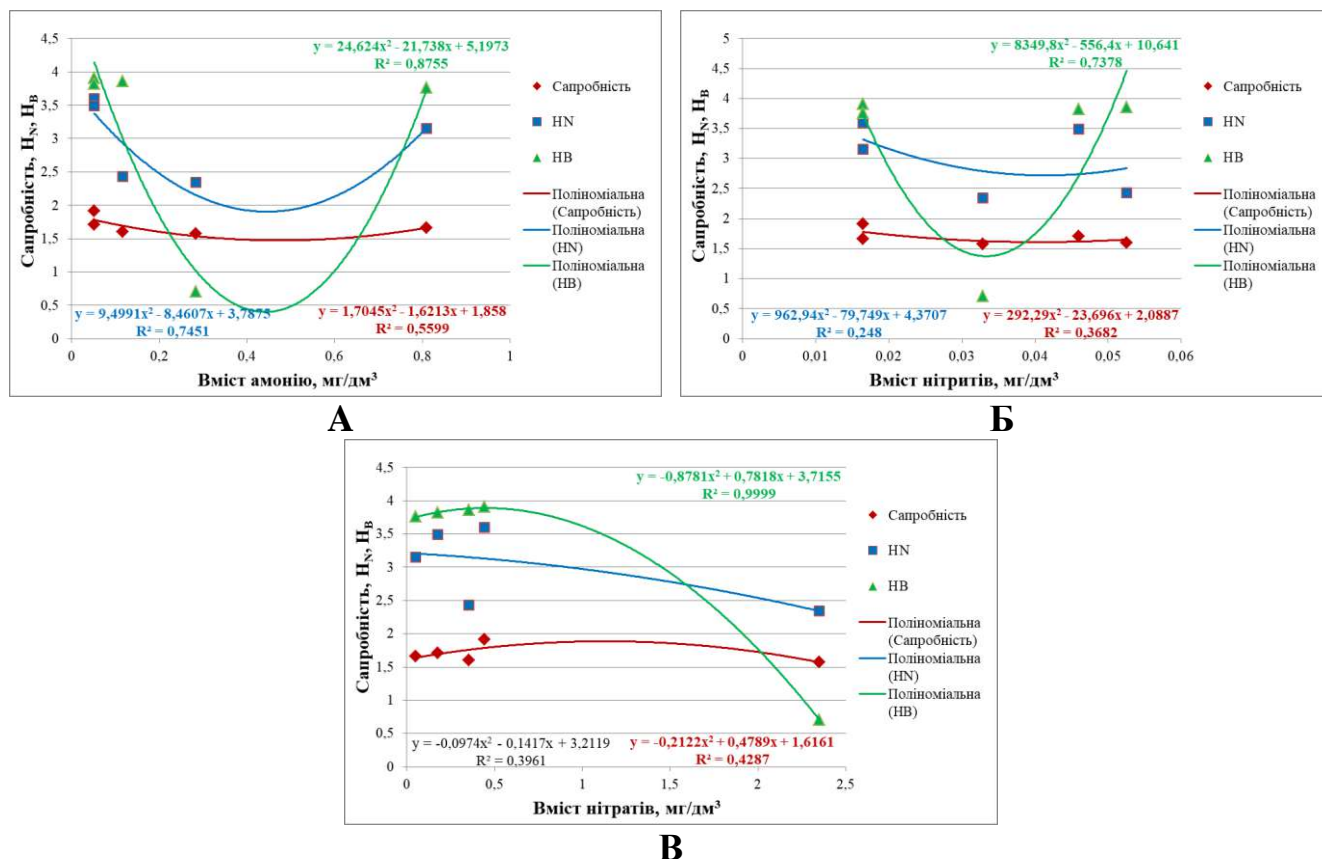


Рис. 4.12. Залежність сапробності та індексу Шеннона фітопланктону штучної гідроекосистеми від вмісту неорганічних сполук Нітрогену: А – амонію; Б – нітритів; В – нітратів

У штучній гідроекосистемі виявлено пряму залежність між сапробністю та



вмістом амонію ( $y = 1,7045x^2 - 1,6213x + 1,858$ ,  $R^2 = 0,56$ ), нітритами ( $y = 292,29x^2 - 23,696x + 2,0887$ ,  $R^2 = 0,37$ ) та обернену з нітратами ( $y = -0,2122x^2 + 0,4789x + 1,6161$ ,  $R^2 = 0,43$ ). Пряма тісна залежність зафіксована між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $y = 24,624x^2 - 21,738x + 5,1973$ ,  $R^2 = 0,88$ ), нітритами ( $y = 8349,8x^2 - 556,4x + 10,641$ ,  $R^2 = 0,74$ ), проте, обернена дуже висока з нітратами ( $y = -0,8781x^2 + 0,7818x + 3,7155$ ,  $R^2 = 1$ ). Відповідно суттєвий вплив на індекс Шеннона за біомасою здійснює вміст нітратів у штучній гідроекосистемі. Також виявлено пряму залежність між індексом Шеннона за чисельністю та вмістом амонію ( $y = 9,4991x^2 - 8,4607x + 3,7875$ ,  $R^2 = 0,75$ ), нітратами ( $y = -0,0974x^2 - 0,1417x + 3,2119$ ,  $R^2 = 0,40$ ), однак, зв'язок з нітритами практично відсутній ( $y = 962,94x^2 - 79,749x + 4,3707$ ,  $R^2 = 0,25$ ).

Варто зауважити, що за кореляцією Пірсона підтверджено тісну обернену кореляцію між індексом Шеннона за біомасою і нітратами ( $r = -0,98$ ,  $p < 0,01$ ). Крім того, виявлено взаємозв'язок з фосфором ( $r = -0,99$ ,  $p < 0,01$ ) та хлоридами ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ). Згідно кореляції Пірсона на індекс сапробності значний вплив здійснює біомаса відділів *Chlorophyta* та *Bacillariophyta*. Між цими показниками встановлено тісну пряму кореляцію ( $r = 0,93$  і  $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$ ).

Отже, інформаційне різноманіття фітопланктону за чисельністю та біомасою у різних типах гідроекосистем змінюється в напрямку: змінена > істотно змінена > природна > штучна (річка > водосховище > озеро > кар'єр). Низькі середні значення інформаційного різноманіття фітопланктону у водосховищі (1,06), озері (1,63) та кар'єрі (0,71) зумовлені домінуванням одного чи двох видів за чисельністю та/або біомасою. Відповідно за таких умов спрощується структура угруповань. У істотно змінених, природній та штучній гідроекосистемах інформаційне різноманіття в окремі місяці менше 2 або за чисельністю або за біомасою. Однак, у змінених гідроекосистемі інформаційне різноманіття як за чисельністю, так і за біомасою завжди більше 2, що свідчить про оптимальні умови для розвитку полідомінантного угруповання.

Згідно кореляційного аналізу у змінених, природній та штучній гідроекосистемах на індекс сапробності найбільший вплив здійснює нітроген

амонійний ( $R^2 = 0,91$ ,  $R^2 = 0,87$  та  $R^2 = 0,56$ ), а у істотно змінений – нітрити ( $R^2 = 0,72$ ) та нітрати ( $R^2 = 0,64$ ). У зміні індексу Шеннона за біомасою фітопланктону у змінений гідроекосистемі найбільш значиму роль відіграє нітроген амонійний ( $R^2 = 0,78$ ), а участь нітритів ( $R^2 = 0,52$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,57$ ) майже однакова. У істотно змінений найбільший вплив на цей показник здійснюють амоній ( $R^2 = 0,91$ ) та нітрити ( $R^2 = 0,95$ ), а менший помітний – нітрати ( $R^2 = 0,61$ ). У природній гідроекосистемі зв'язок між індексом Шеннона за біомасою та неорганічними сполуками Нітрогену низький, проте, відчутний суттєвий вплив фосфору ( $r = -0,93$ ). На зміну індексу Шеннона за біомасою фітопланктону у штучній гідроекосистемі найбільше впливають нітрати ( $R^2 = 1$ ), проте, зважаючи на високі коефіцієнти детермінації, роль амонію ( $R^2 = 0,88$ ) та нітритів ( $R^2 = 0,74$ ) також доволі відчутна. На зміну індексу Шеннона за чисельність у змінений гідроекосистемі найбільше впливають нітрити ( $R^2 = 0,96$ ), а роль нітрогену амонійного ( $R^2 = 0,59$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,58$ ) практично однакова. У істотно змінений вплив на цей показник здійснюють нітрити ( $R^2 = 0,98$ ) та амоній ( $R^2 = 0,63$ ). У природній гідроекосистемі вплив на зміну індексу Шеннона за чисельністю здійснюють лише нітрати ( $R^2 = 0,61$ ), а у штучній – амоній ( $R^2 = 0,75$ ).

#### **4.5. Зміни відношення N : P у різних типах гідроекосистем як екологічний наслідок порушення циклу Нітрогену**

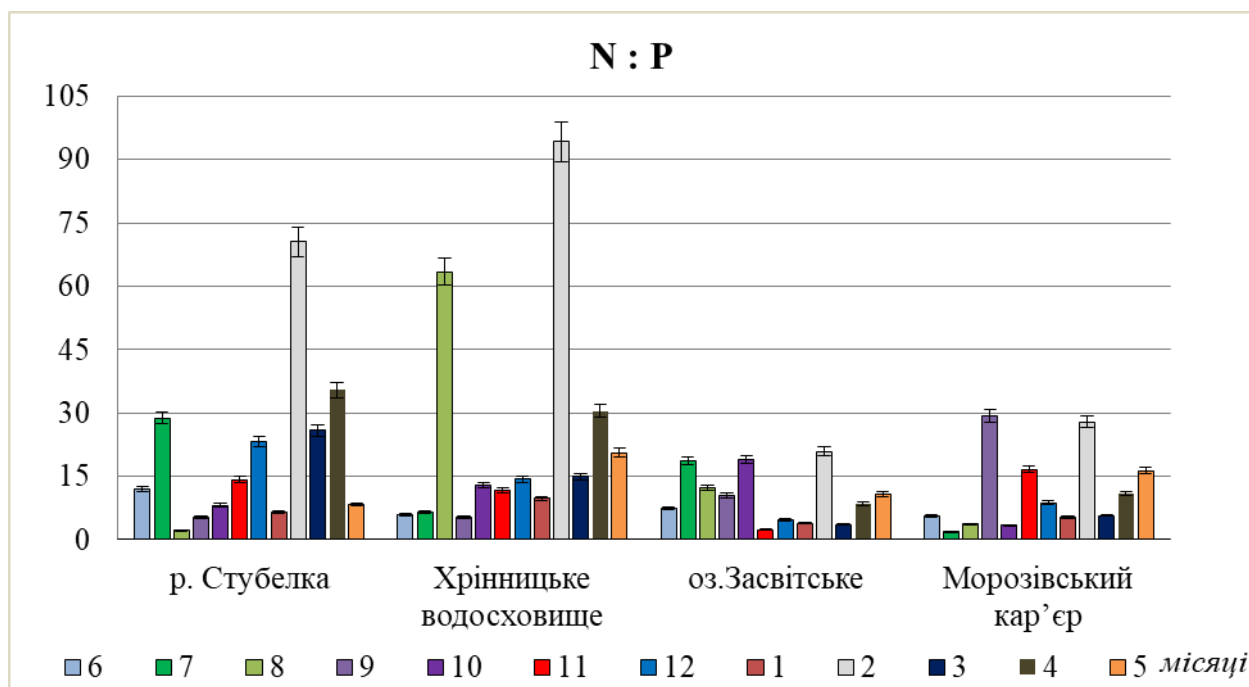
Важливим показником, що впливає на кількісний розвиток, видовий склад, домінуючий комплекс та інші показники фітопланктону, є відношення N : P. Відомо, що збільшення відношення N : P відбувається внаслідок підвищення концентрації неорганічних сполук Нітрогену і зниження вмісту фосфору. Зміна відношення N : P визначає, яким саме елементом лімітується розвиток фітопланктону. Близьким до відношення N : P у клітині фітопланктону вважають межі від 10 до 15. Відповідно за умови  $N : P > 15$  розвиток фітопланктону лімітований фосфором, а  $N : P < 10-15$  – нітрогеном. Найкращими умовами для

фітопланктону є відношення N : P від 15:1–20:1, оскільки два елементи поглинаються одночасно і сприяють активному розвитку видів [13, 16].

Зміни відношення N : P у воді гідроекосистем різного типу відображено на рисунку 4.13. У змінній гідроекосистемі відношення N : P змінюється від 2 (серпень) до 71 (лютий), тобто розвиток фітопланктону лімітується в одних місяцях фосфором, а в інших – нітрогеном. Середнє значення N : P становить 20, що свідчить про лімітованість фосфором (впродовж липня, грудня, лютого, березня та квітня).

Відношення N : P у істотно змінній гідроекосистемі змінюється від 5 (вересень) до 94 (лютий), тобто спостерігається чергування лімітування то нітрогеном, то фосфором. Середнє значення відношення N : P рівне 24, що показує лімітування фосфором (впродовж серпня, лютого, квітня та травня).

Значно менші відношення N : P характерні для природної гідроекосистеми. Зокрема, відношення N : P змінюються від 2 (листопад) до 21 (лютий), а середнє значенням N : P складає 10. Відповідно розвиток фітопланктону лімітується переважно нітрогеном (за винятком липня, жовтня та лютого).



**Рис. 4.13.** Зміни відношення N : P у воді гідроекосистем різного типу впродовж червня-грудня 2022 р. та січня-травня 2023 р.

Подібні зміни відношення N : P як і у природній гідроекосистемі виявлені у штучній. Так, у штучній гідроекосистемі відношення N : P змінюється від 3 (жовтень) до 29 (вересень), а середнє відношення N : P становить 11. Розвиток фітопланктону лімітується у штучній гідроекосистемі переважно нітрогеном (за винятком жовтня, листопада та лютого).

Варто зауважити, що фітопланктон часто накопичує надлишок фосфору, який після відмирання потрапляє у воду і також впливає на зміну відношення N : P та об'єктивну оцінку за цим показником. Крім того, за надлишку фосфатів у гідроекосистемі розвиток фітопланктону лімітується сполуками Нітрогену. У таких умовах найактивніше можуть розвиватися також ті види, що здатні фіксувати Нітроген з атмосфери (N<sub>2</sub>) та змінювати концентрацію сполук Нітрогену у воді.

З домінантних видів зафіксованих у досліджених гідроекосистемах добру здатність фіксувати Нітроген мають види відділу *Cyanobacteria* – *A. flos-aquae* (річка), *C. issatschenkoi* (водосховище та озеро), а також відділу *Bacillariophyta* – *E. gibba* (водосховище). Види родів *Epithemia* Kützing фіксують нітроген з атмосфери завдяки «сферичним тільцям» [13, 16]. Відповідно види, що здатні фіксувати нітроген з атмосфери, забезпечують підтримання стійкості гідроекосистеми, особливо за низьких концентрацій неорганічних сполук Нітрогену та відношення N : P. Водночас надмірне зниження відношення N : P так само небезпечне для гідроекосистеми, як і його підвищення. Оскільки в першому випадку спричиняє «цвітіння» води видами відділу *Cyanobacteria*, а у другому – видами відділу *Chlorophyta*.

Таким чином, у всіх гідроекосистемах розвиток фітопланктону лімітується і фосфором і нітрогеном по чергово. За середніми значеннями N : P лімітованість фосфором найбільш виражена у змінній та істотно змінній гідроекосистемах, а нітрогеном – у природній та штучній.

#### 4.6. Екологічні наслідки зміни біогенного режиму під час формування домінуючого комплексу фітопланктону

Важливу роль у формуванні структурно-функціональних показників фітопланктону відіграє біогенний режим гідроекосистеми. Надлишок, як і нестача, біогенних елементів зумовлює кардинальні зміни видового багатства фітопланктону та визначає розподіл домінантів та субдомінантів у водних об'єктах.

Домінуючий комплекс фітопланктону зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) за чисельністю та біомасою впродовж дослідження швидко змінюється, що свідчить про варіабельність умов середовища їхнього існування. Домінування за біомасою впродовж п'яти місяців зафіксовано для *S. lacustris* (10,9–51,7%). За чисельністю впродовж двох місяців домінує *C. hirundinella* (25,4–30,3%). Решта видів домінують впродовж одного лише місяця. З них домінують чотири види відділу *Cyanobacteria* і один вид *Chlorophyta* за чисельністю. За біомасою домінує один вид відділу *Euglenozoa* та чотири види відділу *Bacillariophyta*. Відповідно найбільш адаптованою до зміни хімічного складу води є *S. lacustris* (табл. 4.8).

Таблиця 4.8

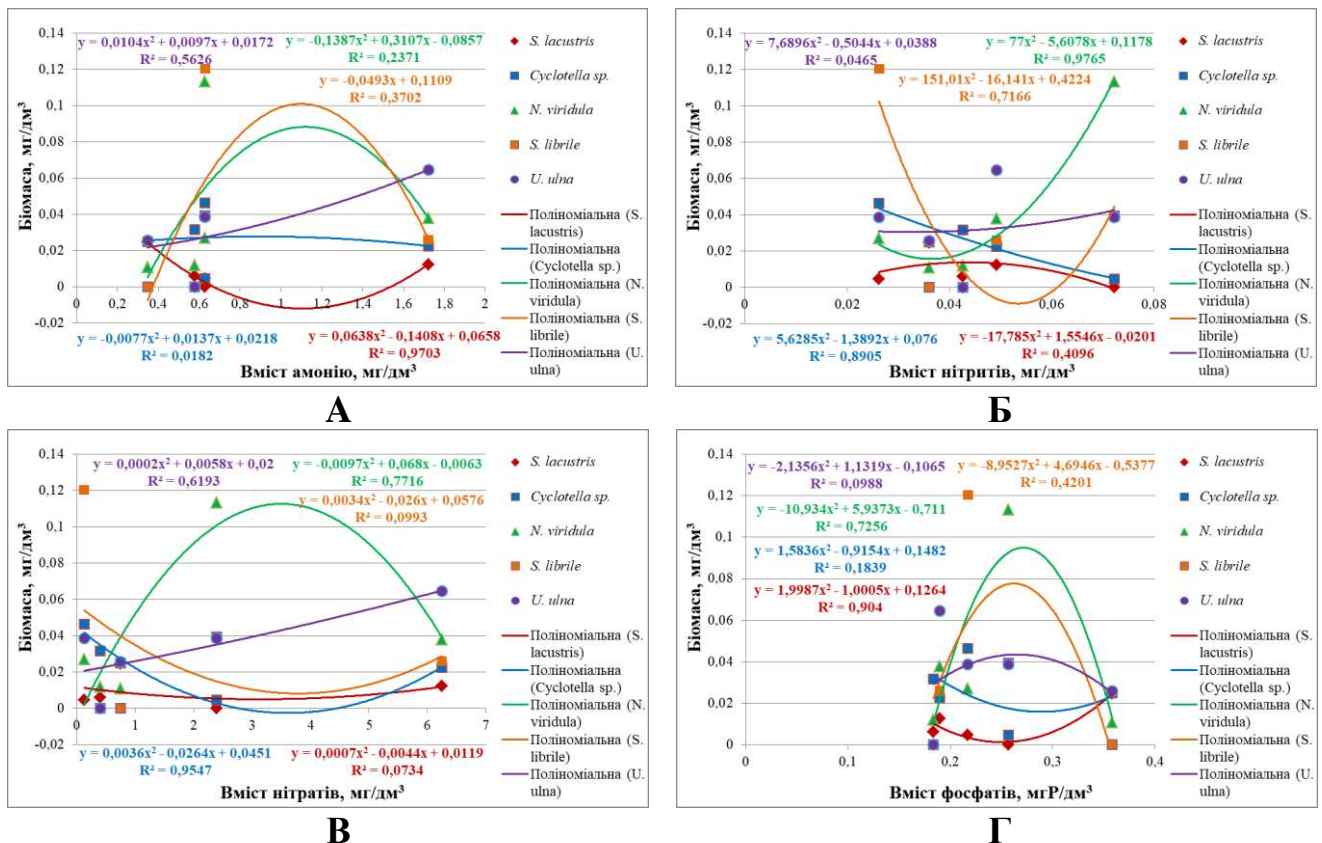
Домінуючий комплекс фітопланктону зміненої гідроекосистеми (р. Стубелка) за чисельністю та біомасою, %

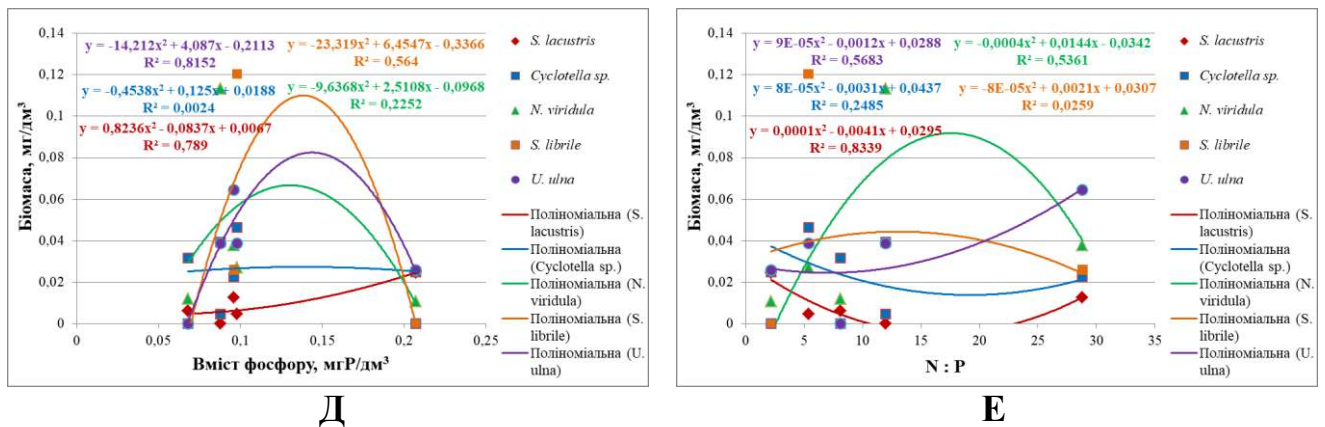
Види	місяці				
	6	7	8	9	10
<i>Cyanobacteria</i>					
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	–	–	–	–	<u>12,2</u> 1,5
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	–	–	–	<u>23,9</u> 0,2	–
<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	–	–	<u>25,7</u> 0,5	–	–
<i>Oscillatoria agardhii</i> Gomont	<u>19,5</u> 0,9	–	–	–	–
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	–	<u>51,7</u> 2,6	<u>29,9</u> 3,5	<u>10,9</u> 0,6	<u>35,8</u> 3,0
<i>Chlorophyta</i>					
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	<u>10,1</u> 0,7	–	–	–	–

<i>Euglenozoa</i>					
<i>Euglena</i> sp.	+	-	-	+	$\frac{0,8}{11,1}$
<i>Bacillariophyta</i>					
<i>Cyclotella</i> sp.	+	+	+	+	$\frac{7,8}{15,2}$
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	$\frac{4,1}{10,9}$	+	+	+	+
<i>Surirella librile</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	-	$\frac{0,8}{14,4}$	-
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	$\frac{1,0}{13,4}$	+	+	-
<i>Miozoa</i>					
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	-	-	$\frac{0,4}{30,3}$	$\frac{0,3}{25,4}$	-

Примітка: чисельник – чисельність, знаменник – біомаса; – – види не зафіксовано; + – види зафіксовано, але вони не входять до складу домінантів або є субдомінантами

Виявлені види-домінанти зміненої гідроекосистеми по-різному реагують на концентрацію неорганічних сполук Нітрогену у воді, а також фосфору та фосфатів (рис. 4.14).





**Рис. 4.14.** Залежність біомаси домінантних видів фітопланктону зміненої гідроекосистеми від вмісту біогенних сполук та елементів: А – амоній; Б – нітрити; В – нітрати; Г – фосфати; Д – фосфор; Е – відношення N : P

Зокрема, виявлено пряму тісну залежність між біомасою *S. lacustris* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,97$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,90$ ), фосфору ( $R^2 = 0,79$ ) та відношенням N : P ( $R^2 = 0,83$ ), а обернену слабку з нітритами ( $R^2 = 0,41$ ). Пряма тісна залежність встановлена між біомасою *Cyclotella sp.* та вмістом нітритів ( $R^2 = 0,89$ ) і нітратів ( $R^2 = 0,95$ ). Також пряма тісна залежність зафіксована між біомасою *N. viridula* та вмістом нітритів ( $R^2 = 0,98$ ), а обернена з концентрацією нітратів ( $R^2 = 0,77$ ) і фосфатів ( $R^2 = 0,72$ ). Слабший вплив на біомасу *N. viridula* здійснює зміна відношенням N : P ( $R^2 = 0,53$ ). Визначено пряму залежність між біомасою *S. librile* і нітритами ( $R^2 = 0,71$ ), а обернену з фосфором ( $R^2 = 0,56$ ), слабку з фосфатами ( $R^2 = 0,42$ ). Пряму залежність встановлено між біомасою *U. ulna* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,56$ ), нітратів ( $R^2 = 0,62$ ), відношенням N : P ( $R^2 = 0,57$ ), а обернену з фосфором ( $R^2 = 0,82$ ).

Згідно кореляції Пірсона у зміненої гідроекосистемі на біомасу та чисельність *S. lacustris* суттєвий вплив здійснює вміст магнію ( $r = 0,96$ ,  $p < 0,05$ ) та значення рН ( $r = -0,89$ ). На біомасу та чисельність *U. ulna* впливає вміст амонію ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ), нітратів ( $r = 0,90$ ,  $p < 0,05$ ), сульфатів ( $r = -0,97$ ,  $p < 0,05$ ), фосфатів ( $r = -0,84$ ) та БСК<sub>5</sub> ( $r = -0,87$ ) (Додаток В.1).

У фітопланктоні істотно зміненої гідроекосистеми виявлено домінування видів з трьох відділів (*Cyanobacteria*, *Chlorophyta* та *Bacillariophyta*). Найбільша кількість видів-домінантів виявлена у червні, що представлені переважно

відділом *Bacillariophyta*. Домінуючий комплекс швидко змінюється, проте, *L. planctonica* домінує за чисельністю (19,80–86,9%) впродовж вересня та жовтня, а також за біомасою (20,4%) у жовтні. Крім того, *A. granulata* домінує за біомасою у липні та вересні, а *U. ulna* – у червні та липні. Решта видів домінують лише в одному місяці, що свідчить про зміни умов, в тому числі і хімічного складу води (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Домінуючий комплекс фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми (Хрінницького вдсх.) за чисельністю та біомасою, %

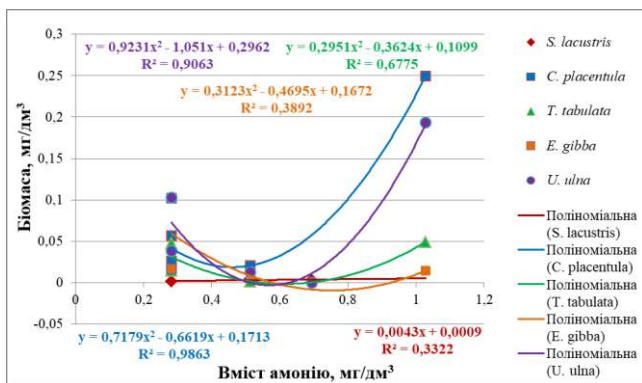
Види	місяці				
	6	7	8	9	10
<b><i>Cyanobacteria</i></b>					
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	–	–	–	<u>15,8</u> 0,9	–
<i>Limnothrix planctonica</i> (Wołoszyńska) Meffert	–	–	–	<u>19,8</u> 0,7	<u>86,9</u> 20,4
<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	–	<u>11,0</u> 0,3	–	–	–
<i>Romeria leopoliensis</i> (Raciborski) Koczwara	–	–	<u>16,1</u> 0,9	–	–
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	–	–	+	<u>19,0</u> 0,7	+
<i>Spirulina</i> sp.	–	+	<u>18,6</u> 0,7	–	–
<b><i>Chlorophyta</i></b>					
<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann	–	–	<u>12,2</u> 1,3	–	–
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	<u>16,7</u> 9,0	+	–	–	+
<b><i>Bacillariophyta</i></b>					
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	–	<u>7,1</u> 10,5	–	<u>6,1</u> 37,6	–
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	<u>1,9</u> 11,8	<u>2,1</u> 11,0	+	+	+
<i>Epithemia gibba</i> (Ehrenberg) Kützing	<u>1,6</u> 11,6	+	+	+	–
<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) D.M.Williams & Round	<u>10,9</u> 4,1	+	–	–	–
<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs	<u>13,7</u> 5,4	+	+	+	–



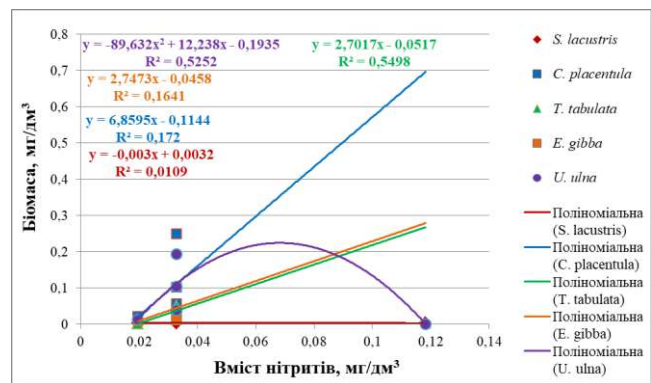
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	+	<u>6,6</u> <b>14,1</b>	+	+	-
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	+	-	-	-	<u>2,8</u> <b>38,0</b>

Примітка: чисельник – чисельність, знаменник – біомаса; – – види не зафіксовано; + – види зафіксовано, але вони не входять до складу домінантів або є субдомінантами

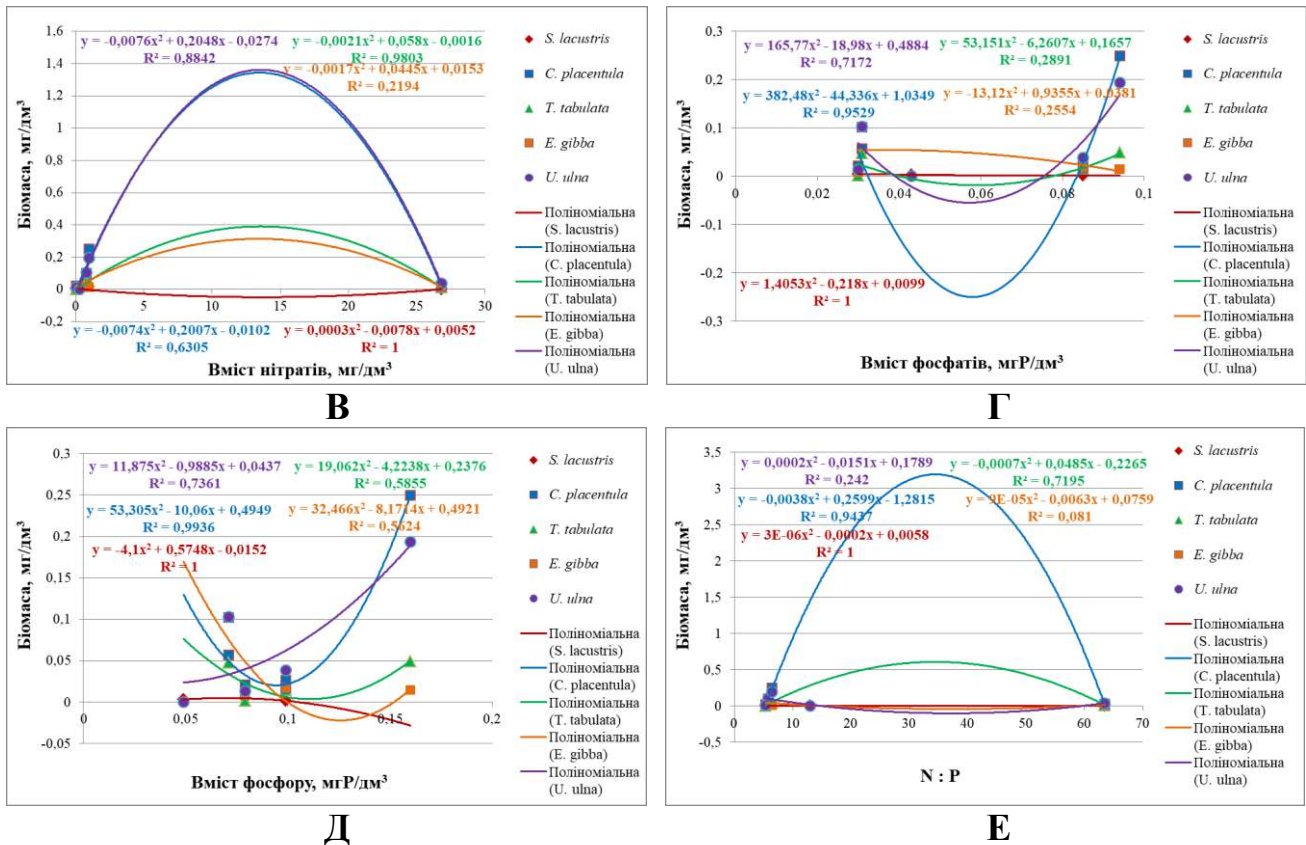
Відгук домінантів фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми на зміну концентрацій неорганічних сполук Нітрогену, фосфору та фосфатів у воді наведено на рисунку 4.15. Варто зауважити, що дуже тісну пряму залежність виявлено між біомасою *S. lacustris* та нітратами ( $R^2 = 1$ ), фосфатами ( $R^2 = 1$ ), відношенням N : P ( $R^2 = 1$ ), а обернену з фосфором ( $R^2 = 1$ ). Також пряма тісна залежність встановлена між біомасою *C. placentula* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,99$ ), фосфатами ( $R^2 = 0,95$ ), фосфором ( $R^2 = 0,99$ ), а обернена з нітратами ( $R^2 = 0,63$ ) та відношенням N : P ( $R^2 = 0,94$ ). Визначено пряму залежність між біомасою *T. tabulata* і вмістом амонію ( $R^2 = 0,68$ ), нітритами ( $R^2 = 0,55$ ), фосфором ( $R^2 = 0,59$ ), а обернену нітратами ( $R^2 = 0,98$ ). Пряму залежність встановлено лише між біомасою *E. gibba* та вмістом фосфору ( $R^2 = 0,56$ ). Тісну пряму залежність зафіксована між біомасою *U. ulna* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,91$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,72$ ), фосфору ( $R^2 = 0,74$ ), а обернену з концентрацією нітритів ( $R^2 = 0,52$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,88$ ).



А



Б



**Рис. 4.15.** Залежність біомаси домінантних видів фітопланктону істотно зміненої гідроекосистеми від вмісту біогенних сполук та елементів: А – амоній; Б – нітрити; В – нітрати; Г – фосфати; Д – фосфор; Е – відношення N : P

Згідно кореляції Пірсона у істотно зміненій гідроекосистемі на біомасу та чисельність *S. lacustris* суттєвий вплив здійснює вміст нітратів ( $r = -0,87$ ), амонію ( $r = -0,56$ ), значення рН ( $r = 0,99$ ), натрію ( $r = -0,95$ ), магнію ( $r = -0,92$ ), хлоридів ( $r = -0,87$ ) та фосфатів ( $r = -0,96$ ). Встановлено тісну кореляцію між біомасою та чисельністю *C. placentula* та вмістом амонію ( $r = 0,92$ ), сульфатами ( $r = -0,81$ ) та фосфором загальним ( $r = 0,92$ ). На біомасу та чисельність *U. ulna* впливає вміст амонію ( $r = 0,51$  та  $r = 0,54$ ) та значення рН ( $r = 0,72$ ). Крім того, виявлено, що біомасу та чисельність *Tabularia tabulata* найбільше впливають нітрити ( $r = 0,71$  та  $r = 0,74$ ) (Додаток В.2).

Впродовж дослідження фітопланктону природної гідроекосистеми зафіксовано домінування видів з 7 відділів (*Cyanobacteria*, *Chlorophyta*, *Euglenozoa*, *Streptophyta*, *Vacillariophyta*, *Miozoa* та *Ochrophyta*). Найбільша кількість видів-домінантів виявлена у серпні, що представлені видами відділів

*Cyanobacteria*, *Chlorophyta* та *Euglenozoa*, а також у жовтні, що включає види відділів *Chlorophyta*, *Streptophyta*, *Bacillariophyta* та *Ochrophyta*.

*Spondylosium ellipticum* субдомінант та доміант за чисельністю та біомасою впродовж усього періоду дослідження (за винятком серпня, де його чисельність становила лише 3,7%) та зустрічається в оз. Засвітське дуже часто. Це рідкісний вид, знайдений у флорі Волинського Полісся. Вперше *S. ellipticum* зафіксовано у озерах Шацького національного природного парку, а саме в оз. Луко (1993 р.) та пізніше в оз. Пісочному (2006 р.) [3]. Також вид поширений у водоймах Ірландії та Японії [3] і є новим для Сербії [17].

За чисельністю впродовж червня–серпня домінує вид *Cyanobacteria* – *S. lacustris* (11,9–21,6%). Решта видів домінують лише в одному місяці (табл. 4.10). Також цікавою особливістю фітопланктону оз. Засвітське є відсутність восени видів відділу *Cyanobacteria* [18].

Таблиця 4.10

Домінуючий комплекс фітопланктону природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) за чисельністю та біомасою [4], %

Види	місяці				
	6	7	8	9	10
<b><i>Cyanobacteria</i></b>					
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	–	<u>15</u> 2,8	–	–	–
<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	–	+	<u>27,9</u> 0,9	–	–
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	<u>11,9</u> 1	<u>16,9</u> 2,2	<u>21,6</u> 4,2	–	–
<i>Spirulina sp.</i>	–	–	<u>13,5</u> 1,3	–	–
<b><i>Chlorophyta</i></b>					
<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz	+	+	–	–	<u>22,2</u> 3,7
<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim	+	+	+	<u>14,7</u> 3,1	–
<i>Ulothrix sp.</i>	–	–	<u>10</u> 19,6	–	–
<b><i>Euglenozoa</i></b>					
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	–	<u>2,9</u> 19,6	+	–

<i>Streptophyta</i>					
<i>Spondylosium ellipticum</i> West & G.S.West	<u>60,6</u> 75,9	<u>5,5</u> 10,5	<u>3,7</u> 6,6	<u>60,7</u> 62,8	<u>37,8</u> 30,1
<i>Bacillariophyta</i>					
<i>Cyclotella</i> sp.	–	+	+	+	<u>11,1</u> 15,7
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	–	<u>0,3</u> 10,1	–	–	–
<i>Miozoa</i>					
<i>Gymnodinium</i> sp.	–	+	–	<u>1,2</u> 12,7	–
<i>Ochrophyta</i>					
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	–	–	–	–	<u>11,1</u> 6,5

Примітка: чисельник – чисельність, знаменник – біомаса; – – види не зафіксовано; + – види зафіксовано, але вони не входять до складу домінантів або є субдомінантами

У природній гідроекосистемі виявлено обернену тісну залежність між біомасою *S. lacustris* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ), нітритів ( $R^2 = 0,74$ ), нітратів ( $R^2 = 0,91$ ), слабший зв'язок з фосфатами ( $R^2 = 0,53$ ), а також прямий з фосфором ( $R^2 = 0,61$ ). Обернена тісна залежність встановлена між біомасою *H. tetrachotoma* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ), нітритів ( $R^2 = 0,95$ ), нітратів ( $R^2 = 0,91$ ) і пряма з фосфатами ( $R^2 = 1$ ). Також обернена залежність зафіксована між біомасою *O. submarina* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,63$ ), нітритів ( $R^2 = 0,98$ ) та фосфору ( $R^2 = 0,66$ ). Пряма тісна залежність встановлена між біомасою *T. volvocina* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ) та фосфору ( $R^2 = 0,82$ ), а обернена з нітратами ( $R^2 = 0,53$ ), нітритами ( $R^2 = 1$ ) та фосфатами ( $R^2 = 0,96$ ). Обернена залежність виявлена між біомасою *S. ellipticum* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,68$ ) і фосфору ( $R^2 = 0,56$ ). Крім того, обернену залежність встановлено між біомасою *Cyclotella* sp. та вмістом амонію ( $R^2 = 0,67$ ), нітритів ( $R^2 = 0,60$ ), а пряму з нітратами ( $R^2 = 0,99$ ) (рис. 4.16).

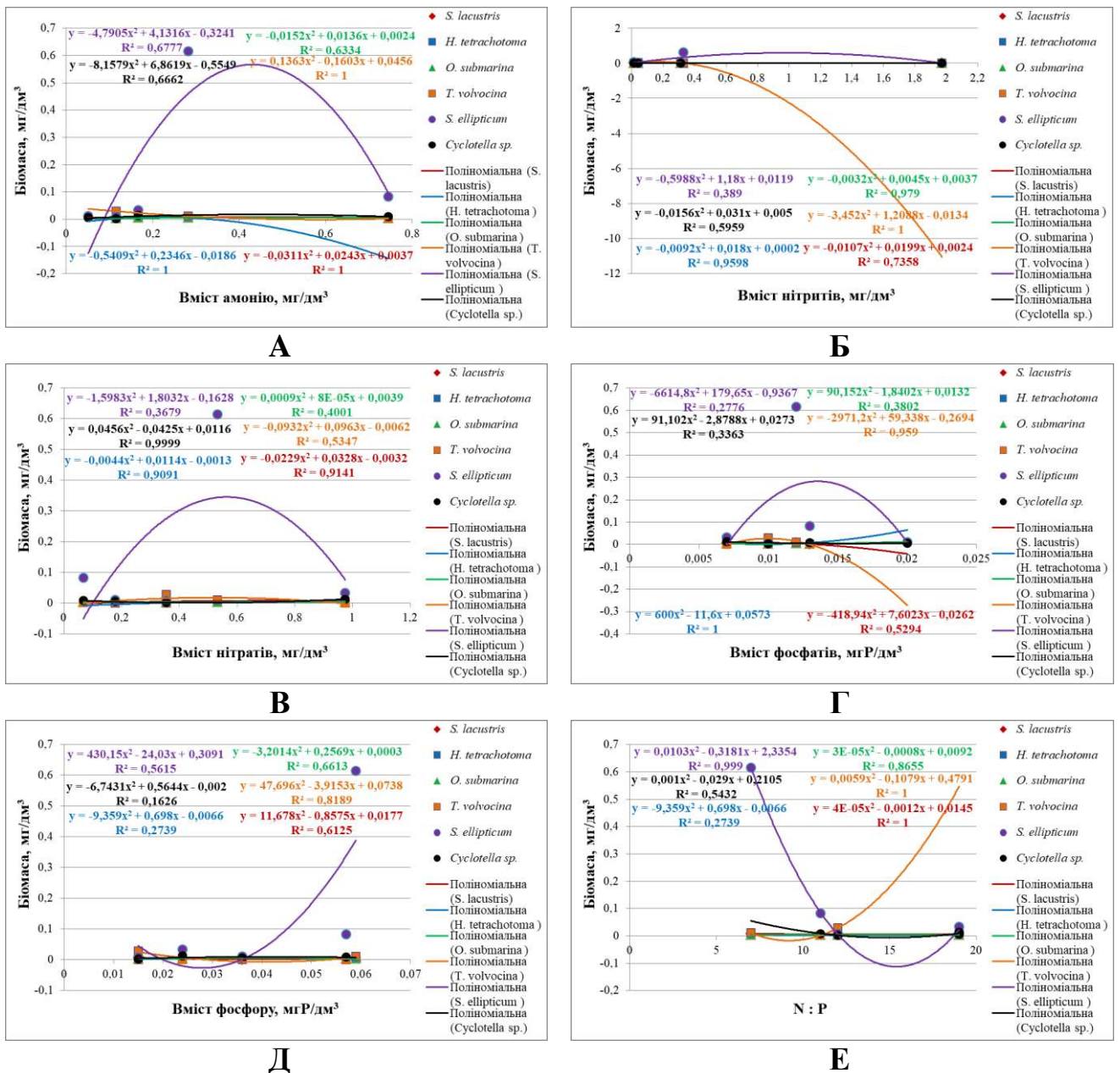


Рис. 4.16. Залежність біомаси домінантних видів фітопланктону природної гідроекосистеми від вмісту біогенних сполук та елементів: А – амоній; Б – нітрити; В – нітрати; Г – фосфати; Д – фосфор; Е – відношення N : P

Згідно кореляції Пірсона у природній гідроекосистемі встановлено кореляцію між біомасою та чисельністю *S. lacustris* та вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,93$ ), температурою води ( $r = -0,92$ ), рН ( $r = 0,97$ ), хлоридами ( $r = 0,98$ ) та фосфором ( $r = 0,97$ ). Також виявлено тісну кореляцію між біомасою та чисельністю *O. submarina* та вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,89$  та  $r = -0,97$ ,  $p < 0,05$ ). Суттєвий вплив на біомасу та чисельність *S. ellipticum* здійснюють БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,91$  та  $r = 0,91$ ,  $p < 0,01$ ) та хлориди ( $r = 0,97$  та  $r = 0,97$ ,  $p < 0,01$ ) (Додаток В.3).

Домінуючий комплекс фітопланктону штучної гідроекосистеми представлений видами з п'яти відділів. За чисельністю впродовж 2–3 місяців домінували види відділу *Cyanobacteria* – *M. pulverea*, *M. aeruginosa* та *S. lacustris*. За біомасою та чисельністю одночасно у серпні та вересні домінує *S. lacustris*. Решта видів домінують лише в одному місяці за чисельністю або за біомасою (табл. 4.11).

Таблиця 4.11

Домінуючий комплекс фітопланктону штучної гідроекосистеми  
(Морозівського кар'єру) за чисельністю та біомасою, %

Види	місяці				
	6	7	8	9	10
<b><i>Cyanobacteria</i></b>					
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	–	<u>15,3</u> 0,7	–	<u>25,8</u> 1,0	–
<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	–	<u>55,1</u> 0,3	<u>29,6</u> 2,7	<u>16,8</u> 0,6	–
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	–	+	<u>42,8</u> <u>23,2</u>	<u>23,0</u> <u>10,5</u>	<u>32,5</u> 6,1
<b><i>Chlorophyta</i></b>					
<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim	<u>16,6</u> 2,1	–	+	+	<u>17,9</u> 9,2
<b><i>Bacillariophyta</i></b>					
<i>Cyclotella</i> sp.	+	–	+	+	<u>5,3</u> <u>23,4</u>
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<u>1,1</u> <u>18,1</u>	–	–	–	–
<i>Nitzschia subtilis</i> (Kützing) Grunow	–	–	–	–	<u>1,6</u> <u>15,5</u>
<b><i>Miozoa</i></b>					
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	–	<u>3,2</u> <u>90,5</u>	–	–	–
<i>Peridinium</i> sp.	–	–	<u>0,3</u> <u>18,4</u>	–	–
<b><i>Cryptophyta</i></b>					
<i>Cryptomonas</i> sp.	<u>29,8</u> <u>22,7</u>	–	–	–	+

Примітка: чисельник – чисельність, знаменник – біомаса; – – види не зафіксовано; + – види зафіксовано, але вони не входять до складу домінантів або є субдомінантами



Зміни біомаси домінантних видів фітопланктону штучної гідроекосистеми на коливання біогенного режиму наведено на рисунку (рис. 4.17).

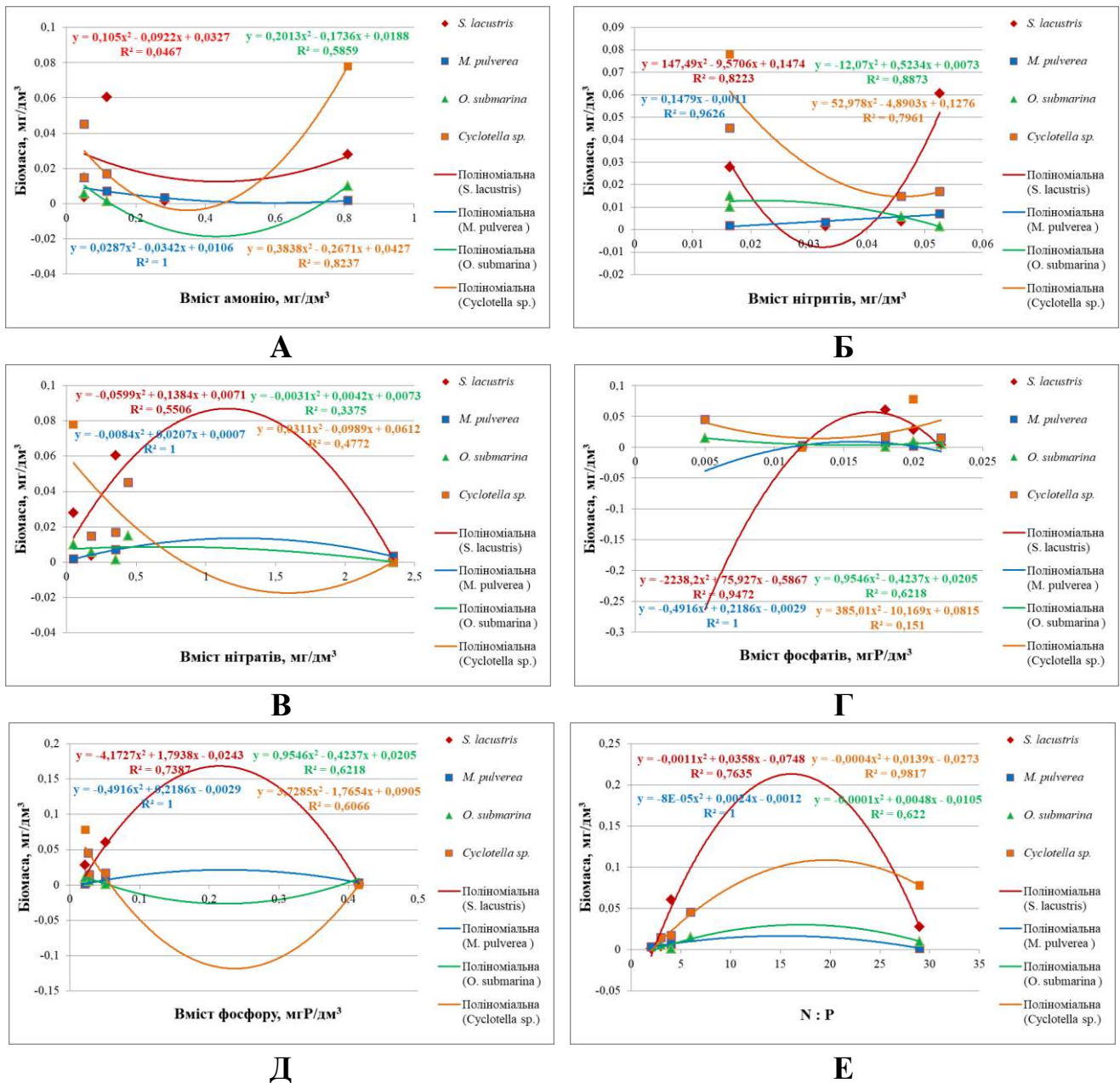


Рис. 4.17. Залежність біомаси домінантних видів фітопланктону штучної гідроекосистеми від вмісту біогенних сполук та елементів: А – амоній; Б – нітрити; В – нітрати; Г – фосфати; Д – фосфор; Е – відношення N : P

Варто зауважити, що пряму тісну залежність встановлено між біомасою *S. lacustris* та нітритами ( $R^2 = 0,82$ ), а обернену з фосфатами ( $R^2 = 0,95$ ), фосфором ( $R^2 = 0,74$ ) і відношенням N : P ( $R^2 = 0,76$ ), проте, з вмістом амонію не виявлено залежності. Хоча з іншим видом відділу *Cyanobacteria* – *M. pulvereae*

дуже виражена пряма залежність з вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ). Також встановлена пряма залежність між біомасою *M. pulverea* та вмістом нітритів ( $R^2 = 0,96$ ), а обернена з нітратами, фосфатами, фосфором і відношенням N : P ( $R^2 = 1$ ).

Виявлена пряма залежність між біомасою *O. submarina* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,59$ ), оскільки види *Chlorophyta* мають високі амонійзв'язуючі властивості. Крім того, встановлена пряма залежність між біомасою *O. submarina* та вмістом фосфатів, фосфору ( $R^2 = 0,62$  та  $R^2 = 0,62$ ), а обернена з концентрацією нітритів ( $R^2 = 0,89$ ) та відношенням N:P ( $R^2 = 0,62$ ). Пряма залежність характерна і між біомасою *Cyclotella sp.* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,82$ ), нітритів ( $R^2 = 0,80$ ), фосфору ( $R^2 = 0,61$ ), а обернена з відношенням N : P ( $R^2 = 0,98$ ).

Згідно кореляції Пірсона у штучній гідроекосистемі встановлено найбільш тісну кореляцію між біомасою та чисельністю *S. lacustris* та сульфатами ( $r = 0,94$ ) і БСК<sub>5</sub> ( $r = 0,79$ ). Виявлено тісну кореляцію між біомасою та чисельністю *O. submarina* та вмістом нітритів ( $r = -0,88$  та  $r = -0,93$ ) і натрію ( $r = -0,85$  та  $r = 0,91$ ). Також встановлено найбільш тісну кореляцію між біомасою та чисельністю *Cyclotella sp.* та вмістом амонію ( $r = -0,86$ ) і вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,79$ ). Висока тісна кореляція виявлена між біомасою та чисельністю *M. pulverea* та вмістом нітритів ( $r = -0,86$  і  $r = -0,98$ ), а також вмістом розчиненого кисню ( $r = -0,97$  і  $r = -0,84$ ) (Додаток В.4).

Таким чином, зміни біогенного режиму під час формування домінуючого комплексу фітопланктону зумовлюють коливання показників чисельності та біомаси видів. Збільшення вмісту біогенних сполук та елементів у воді призводить до зміни домінантів, а також зростання ролі представників видів відділів фітопланктону, що викликають «цвітіння» води. У досліджених гідроекосистемах за різного біогенного режиму ідентифіковано спільні види-домінанти, в тому числі і ті, що спричиняють «цвітіння» води: *S. lacustris*, *M. pulverea* (річка, водосховище, кар'єр та озеро); *Cyclotella sp.* (річка, кар'єр та озеро); *U. ulna* (річка, водосховище та озеро); *O. submarina* (кар'єр та озеро); *C. hirundinella*, *M. aeruginosa* (річка та кар'єр); *C. issatschenkoi* (водосховище та озеро). Між біомасою видів фітопланктону та біогенними сполуками і елементами



виявлена як пряма, так і обернена залежність. Частіше спостерігали пряму залежність між неорганічними сполуками Нітрогену та біомасою фітопланктону у змінених, істотно змінених та штучній гідроекосистемах, а обернену між цими показниками у природній. Крім того, високі кореляційні залежності виявлено у окремих гідроекосистемах між біомасою видів-домінантів та вмістом фосфатів, фосфору та відношенням N : P.

### Висновки до четвертого розділу

Встановлено зміни показників (видового, таксономічного складу, структури, домінування, субдомінування, чисельності, біомаси, інформаційного різноманіття, сапробності) фітопланктону як екологічні наслідки порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем.

У змінених гідроекосистемі (р. Стубелка) ідентифіковано 109 видів (111 в.в.т.), у істотно змінених (Хрінницьке вдсх.) ідентифіковано 114 видів (115 в.в.т.). У штучній гідроекосистемі (Морозівський кар'єр) ідентифіковано 87 видів (88 в.в.т.), а природній (оз. Засвітське) – 61 вид (62 в.в.т.). Найвищі значення родового коефіцієнта змінюються наступним чином: у істотно змінених (2,1 – *Bacillariophyta*) > штучні (2,0 – *Streptophyta*) > змінених (1,8 – *Bacillariophyta*) > природні (1,7 – *Ochrophyta*). Коефіцієнт Серенсена ( $K_S$ ) змінюється від 0,43 до 0,58. Найбільш подібний видовий склад характерний для зміненої та істотно зміненої гідроекосистем (річка ↔ водосховища).

Зміни концентрації нітрогену амонійного, нітритів та нітратів у воді досліджених водних об'єктів зумовлюють коливання як загальних показників чисельності та біомаси фітопланктону, так і за окремими відділами. Середня чисельність фітопланктону у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: штучна > істотно змінена > змінена > природна. За середньою біомасою фітопланктону водні об'єкти розподіляється наступним чином: істотно змінена > змінена > штучна > природна. Встановлені як прямі, так і обернені залежності, оскільки вплив сполук Нітрогену на фітопланктон залежить від конкретного

відділу водоростей, амонійзв'язуючих властивостей і їхнього внеску у формування показників загальної чисельності та біомаси.

Встановлено, що розвиток фітопланктону у всіх гідроекосистемах лімітується Фосфором та Нітрогеном по чергово. Найбільш виражене лімітування Фосфором у змінній та істотно змінній гідроекосистемах, а Нітрогеном – у природній та штучній. Екологічними наслідками зміни біогенного режиму під час формування домінуючого комплексу є перебудова домінантів, а також зростання ролі представників видів відділів фітопланктону, що викликають «цвітіння» води. Ідентифіковано два спільні для усіх досліджених гідроекосистем види-домінанти (*S. lacustris* та *M. pulvereae*).

#### Список використаних джерел до четвертого розділу:

1. Клоченко П. Д. Метаболізм азоту у прісноводних водоростей та його роль у формуванні їх угруповань і якості води: дис. на здобуття наук. ступеня д.б.н.: 03.00.17. Київ, 2002. 38 с.
2. Ковальова І.В., Масовець Б.П., Суходольська І.Л. Структура фітопланктону та якість води Хрінницького водосховища. *XVII Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Наука, освіта, суспільство очима молодих»* (м. Рівне, 17 травня 2024 р.). Рівне, 2024. С. 85–87.
3. Паламарь-Мордвинцева Г.М., Шиндановина І.П., Белоус Е.П. Видовое и таксономическое разнообразие *Desmidiaceae* Шацкого национального природного парка (Украинское Полесье). *Альгология*. 2009. 19(1). С. 83–91.
4. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Вплив сполук Нітрогену на формування угруповань фітопланктону озера Засвітське. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. № 2(47). С. 73–82.
5. Суходольська І.Л., Ковальова І.В. Вміст сполук Нітрогену у воді річки Стубелка та його вплив на фітопланктон. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. 6(51). С. 50–57.

6. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Оцінка якості води озера Засвітське за видами-індикаторами фітопланктону. *VII Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми біології, екології та хімії»* (м. Запоріжжя, 25–27 квітня 2024 р.). Запоріжжя. С. 250–252.
7. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Структура угруповань фітопланктону та якість води річки Стубелка. *Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування»* (м. Одеса, 11–12 квітня 2024 р.). Одеса. С. 197–201.
8. Суходольська І.Л., Мазур А.І., Басараба І.В. Використання фітопланктону та вищих водних рослин при оцінюванні стану водних екосистем. *The XXII International Scientific and Practical Conference «Multidisciplinary academic research, innovation and results»*, June 07–10, 2022, Prague, Czech Republic. P. 83–85.
9. Шелюк Ю.С. Ефективність використання сонячної енергії у процесах фотосинтезу фітопланктону різнотипних водних екосистем Полісся. *Гідробіологічний журнал*. Т. 57. 2021. №2. С. 3–13.
10. Щербак В. І., Семенюк Н. Є. Вплив гідрологічного режиму на структуру фітопланктону додаткових систем Канівського водосховища: *матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Наука і освіта 2004»*. (10–25 лютого 2004 р., Дніпропетровськ). Т. 56. Біологічні науки. Дніпропетровськ, 2004. С. 77–79.
11. Щербак В. І., Семенюк Н. Є., Кутіщев П. С., Луценко Д. А., Козійчук Е. Ш. Характеристика фітопланктону різнотипних дніпровських екосистем: абіотичні чинники і таксономічне різноманіття фітопланктону. *Гідробіологічний журнал*. Т. 60. 2024. №2. С. 3–23.
12. Щербак В.І., Задорожна Г.М., Каленіченко К.П. Особливості розвитку літнього фітопланктону в умовах аномального температурного режиму. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2011. Т. 1 (22). С. 173–178.
13. DeYoe H.R., Lowe R.L., Marks J.C. Effects of nitrogen and phosphorus on the

- endosymbiont load of *Rhopalodia gibba* and *Epithemia turgida* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*. 1992. Vol. 28. P. 773–777.
14. Donald D.B., Bogard M.J., Finlay K., Leavitt P.R. Comparative effects of urea, ammonium, and nitrate on phytoplankton abundance, community composition, and toxicity in hypereutrophic freshwaters. *Limnology and Oceanography*. 2011. 56(6). P. 2161–2175.
  15. Glibert P.M., Wilkerson F. P., Dugdale R.C., Raven J.A., Dupont C.L., Leavitt P.R., Parker A.E., Burkholder J.M., Kanna T.M. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnology and Oceanography*. 2016. 61. P. 165–197.
  16. Nakayama Takuro Ikegami Y., Nakayama Takeshi Ishida K.-I., Inagaki Y., Inouye I. Spheroid bodies in rhopalodiacean diatoms were derived from a single endosymbiotic cyanobacterium. *Journal of Plant Research*. 2010. Vol. 124. P. 93–97.
  17. Šovran S., Jovanović V., Krizmanić J., Cvijan M. 2013. Desmid flora from four peat bogs in Serbia. *Arch. Biol. Sci. Belgrade*. 65(2). P. 721–732.
  18. Sukhodolska I.L., Basaraba I.V. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zasvitske (Rivne Region, Ukraine). *International Journal on Algae*. Vol. 25. Issue 4, 2023. P. 353–364.
  19. Swarbrick V.J., Simpson G.L., Glibert P.M., Leavitt P.R. Differential stimulation and suppression of phytoplankton growth by ammonium enrichment in eutrophic hardwater lakes over 16 years. *Limnology and Oceanography*. 2019. 64. P. 130–149.

## РОЗДІЛ 5. ВІДГУК ФІТОПЛАНКТОНУ НА ЗМІНУ ВМІСТУ НІТРОГЕНВМІСНИХ ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК

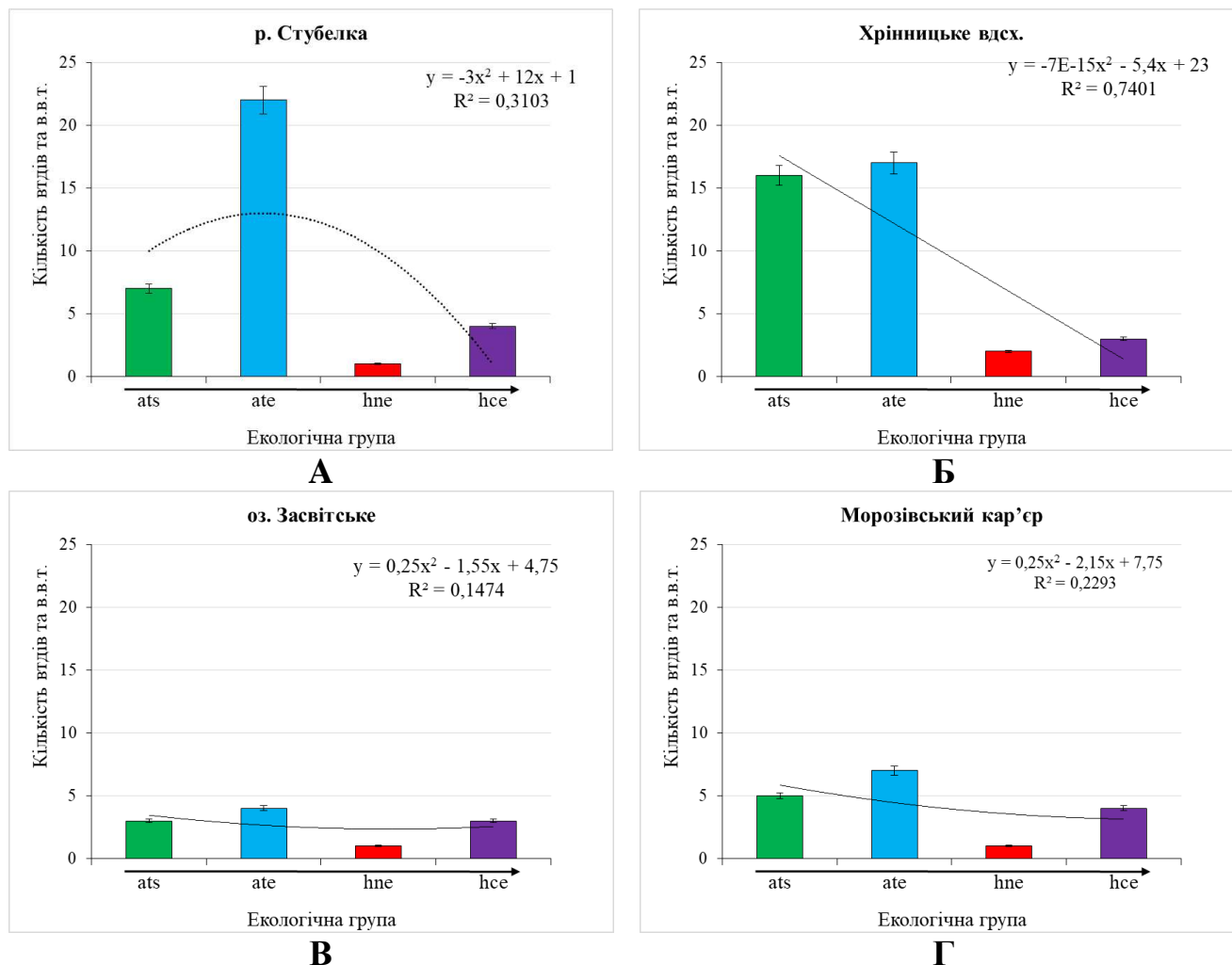
### 5.1. Відношення видів фітопланктону до кількості нітрогенвмісних органічних сполук у різних типах гідроекосистем

У воді, окрім неорганічних, містяться різноманітні нітрогенвмісні органічні сполуки (амінокислоти, аміни, білки, сечовина тощо). Вони потрапляють у гідроекосистеми з поверхневим стоком, з атмосферними опадами, з промислових і комунально-побутових підприємств, а також зі зрошувальних земель. У досить високих концентраціях органічні сполуки надходять у воду під час життєдіяльності гідробіонтів та розпаду залишків організмів тваринного і рослинного походження внаслідок їхньої відмирання [4]. Види фітопланктону чутливо реагують на кількість нітрогенвмісних органічних сполук у гідроекосистемі, тому є важливими індикаторами низьких, високих чи підвищених їхніх концентрацій у воді (рис. 5.1).

У зміненій гідроекосистемі виявлено 34 види, що є індикаторами типу живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук (НОС). З них, найбільша кількість автотрофів (65%), які витримують підвищені концентрації НОС. Менш представлені автотрофи (21%), що розвиваються за низької концентрації НОС. Відсоток облігатних гетеротрофів, які знаходяться у воді за підвищених концентрацій НОС складає 12. Найменша кількість факультативних гетеротрофів (3%), які витримують періодичні підвищення концентрації НОС у воді. З факультативних гетеротрофів виявлено *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing, а серед облігатних гетеротрофів – *Nitzschia acicularis* (Kützing) W.Smith, *Nitzschia paleacea* (Grunow) Grunow, *N. palea* та *Mayamaea atomus* (Kützing) Lange-Bertalot [3] (рис. 5.1 А).

Індикатори типу живлення та відношення до кількості НОС у істотно зміненій гідроекосистемі представлені 38 видами. Найбільший відсоток (45) мають автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС. 42% представлені автотрофи, що розвиваються за низької концентрації НОС. Відсоток облігатних гетеротрофів, які живуть у воді за підвищених концентрацій НОС

складає лише 8. Вони представлені наступними видами – *N. acicularis*, *N. paleacea* та *N. palea*. Найменша кількість факультативних гетеротрофів, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС (5%). До них належать види – *G. parvulum* та *Stephanodiscus hantzschii* Grunow [2, 14] (рис. 5.1 Б).



**Рис. 5.1. Розподіл видів та в.в.т. водоростей у різних типах гідроекосистем (А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна), що є індикаторами типу живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук (НОС): ats – автотрофи, що розвиваються за низької концентрації НОС; ate – автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС; hne – факультативні гетеротрофи, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС; hce – облігатні гетеротрофи, які розвиваються у воді за підвищених НОС**

У природній гідроекосистемі виявлено 27 видів, які є індикаторами типу живлення та відношення до кількості НОС. Серед них переважають автотрофи (36%), які витримують підвищені концентрації НОС. Однаковий відсоток автотрофів (27%), що розвиваються за низької концентрації НОС та облігатних

гетеротрофів (27%), які живуть у воді за підвищених концентрацій НОС. Значно менше представлені факультативні гетеротрофи (10%), які витримують періодичні підвищення концентрації НОС. Факультативні гетеротрофи представлені одним видом – *G. parvulum*. Серед видів-індикаторів підвищених концентрацій НОС (облігатних гетеротрофів) ідентифіковано три види – *N. acicularis*, *N. paleacea* та *N. palea* [5, 6] (рис. 5.1 В).

Індикатори типу живлення та відношення до кількості НОС у штучній гідроекосистемі представлені лише 17 видами. Найбільший відсоток (41) становлять автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС. Також у штучній гідроекосистемі виявлено 39% відів-автотрофів, які розвиваються за низької концентрації НОС. 24% представлені облігатні гетеротрофи, які живуть за підвищених концентрацій НОС. Вони сформовані наступними видами – *N. acicularis*, *N. paleacea*, *N. palea* та *M. atomus*. Факультативні гетеротрофи, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС представлені одним видом (6%) – *G. parvulum* (рис. 5.1 Г).

Таким чином, у всіх типах гідроекосистем виявлено найвищий відсоток видів-автотрофів, які витримують підвищені концентрації НОС. Спільними видами виявленим у всіх водних об'єктах є: факультативний гетеротроф – *G. parvulum*, що розвиваються за періодичних підвищень концентрації НОС; облігатні гетеротрофи, які живуть за підвищених концентрацій НОС – *N. acicularis*, *N. paleacea* та *N. palea*.

## **5.2. Розподіл видів фітопланктону різних типів гідроекосистем за трофічним статусом**

Трофічний тип гідроекосистеми – це інтегральна характеристика, що включає низку взаємозв'язаних біологічних та фізико-хімічних процесів. Відомо, що трофічність залежить від надходження до водних об'єктів біогенних елементів. Найчастіше Фосфор або Нітроген лімітує продукційні процеси у гідроекосистемах, тому їх відносять до одних з інформативних показників рівня

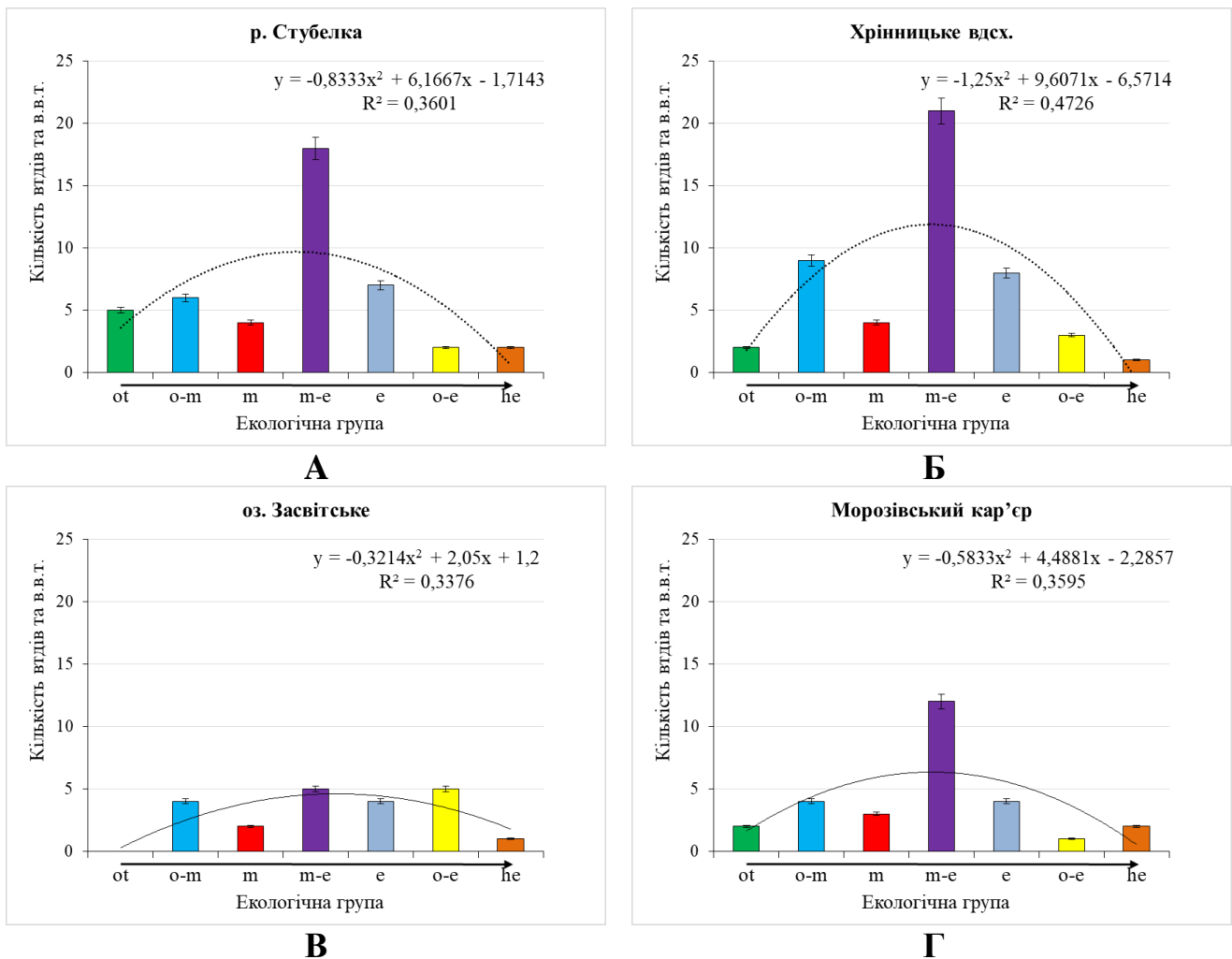
трофності.

За вмістом Фосфору трофність у різних типах гідроекосистем варіює: від олігомезотрофного до евтрофного типу у змінній та штучній гідроекосистемах (чиста, брудна вода); від олігомезотрофного до мезоевтрофного у істотно змінній та природній (чиста, забруднена). Інший тип трофності характерний для гідроекосистем за концентрацією Нітрогену. Зокрема, трофність змінюється за вмістом Нітрогену у гідроекосистемах наступним чином: від олігомезотрофного до евтрофного типу у змінній (чиста, брудна вода); від олігомезотрофного до гіпертрофного у істотно змінній (чиста, дуже брудна); від оліготрофного до олігомезотрофного у природній (дуже чиста, чиста); від оліготрофного до мезоевтрофного у штучній (дуже чиста, забруднена).

Відмінності у рівні трофності звісно пов'язані з концентрацією Фосфору та Нітрогену впродовж періоду дослідження, яка може швидко змінюватися. Однак на коливання їхнього вмісту у воді швидко реагує фітопланктон, тому він найбільш достовірно відображає рівень трофності будь якої гідроекосистеми. Виявлені у водних об'єктах види об'єднують в групи відповідно до відомостей про їхню приналежність до індикації того чи іншого рівня трофності [1, 10, 11, 16]. Загальноприйнятим є підхід до розподілу видів відповідно до рівня трофності за класифікацією Г. Ван Дама (рис. 5.2).

Індикатори трофності у змінній гідроекосистемі представлені 44 видами. Найбільшою кількістю представлені мезоевтрофні види (41%). Відсоток олігомезотрофних, евтрофних та оліготрофних видів менший і становить 14, 16 та 11 відповідно. Серед оліготрофних видів виявлено *Caloneis dubia* Krammer, *Navicula semen* Ehrenberg, *Neidium hitchcockii* (Ehrenberg) Cleve, *N. iridis* та *Lindavia bodanica* (Eulenstein ex Grunow) T.Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson. Також два види характеризуються широкою амплітудою трофності (*N. cryptosephala* та *U. ulna*), а інші два види належать до гіпертрофних (*N. palea* та *M. atomus*). Мезотрофні види (9%) представлені наступним чином: *A. flos-aquae*, *C. acutum*, *N. gracilis* та *N. vermicularis* (рис.5.2 А).





**Рис. 5.2.** Розподіл видів та в.в.т. водоростей у різних типах гідроекосистем (А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна), що є індикаторами рівня трофності (ot – оліготрофні види; om – оліго-мезотрофні; m – мезотрофні; me – мезо-евтрофні; e – евтрофні; o-e – широкої амплітуди трофності; he – гіпертрофні)

У істотно зміненій гідроекосистемі налічується 48 індикаторів трофності. Найбільш численні мезоевтрофні види (44%). Оліго-мезотрофні та евтрофні представлені наступним чином: 9 (19%) та 8 (17%) видами. Серед евтрофних видів ідентифіковано – *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek, *C. lanceolatum*, *N. paleacea*, *Tryblionella hungarica* (Grunow) Frenguelli, *C. cistula*, *Placoneis gastrum* (Ehrenberg) Mereschkowsk, *Ulnaria capitata* (Ehrenberg) Compère та *N. acicularis*. Мезотрофні види становлять 8% (*C. margaritifерum*, *N. gracilis*, *N. vermicularis* та *Tryblionella angustata* W.Smith). 3 широкою амплітуду трофності (*Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) D.M.Williams & Round, *N. cryptocephala* та *U. ulna*) та гіпертрофні (*N. palea*) види складають 6% та 2%

(рис.5.2 Б).

У природній гідроекосистемі індикатори трофності представлені 20 видами. Найбільший відсоток мезоевтрофних (25%) та видів з широкою амплітудою трофності (25%). Також однакова кількість олігомезотрофних (20%) та евтрофних видів (20%). Евтрофні види представлені – *P. agardhii*, *N. acicularis*, *N. paleacea* та *C. nordstedtii*. Серед олігомезотрофних видів – *P. lanceolatum*, *F. tenera*, *G. parvulum* та *Cymbella parva* (W.Smith) Kirchner. Найменш представлені мезотрофи (10%) – *C. acutum* та *C. margaritifерum* (рис.5.2 В).

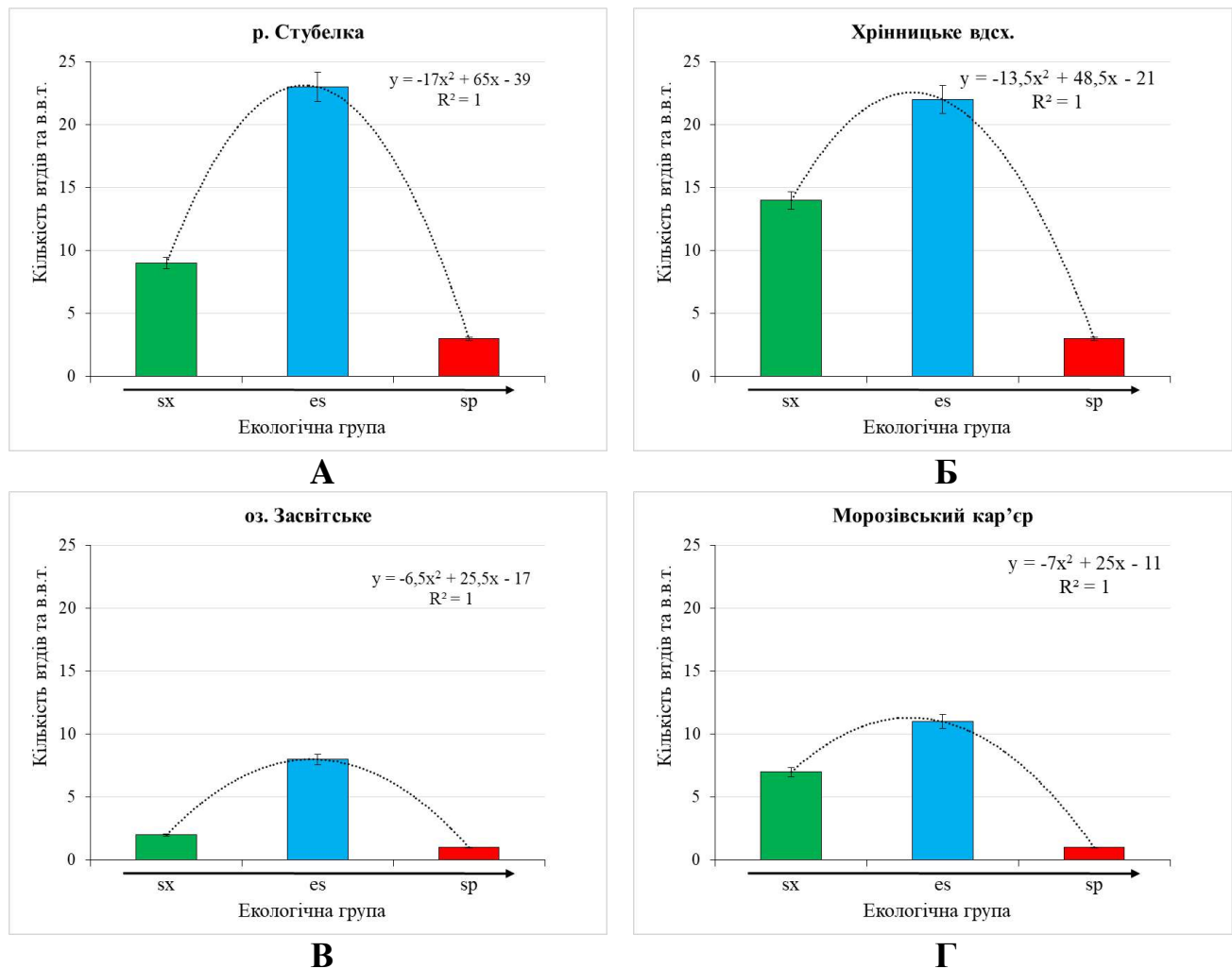
Види-індикатори трофності штучної гідроекосистеми становлять 28 видів. Мезоевтрофні види налічують 43%. Відсоток олігомезотрофних та евтрофних однаковий (по 14%). Серед евтрофних видів ідентифіковано – *Dolichospermum flos-aquae* (Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & Komárek, *N. acicularis* та *N. paleacea*). Мезотрофні (*C. acutum*, *Closterium lineatum* Ehrenberg ex Ralfs, *C. margaritifерum*), з широкою амплітудою трофності (*N. cryptocephala*) та гіпертрофні (*N. palea* та *M. atomus*) види складають 11%, 4% і 7% (рис.5.2 В).

Отже, у змінній та штучній (за вмістом Фосфору) та істотно змінній (за вмістом Нітрогену) гідроекосистемах виявлений евтрофний тип. У природній гідроекосистемі відмічений мезоевтрофний тип (за вмістом Фосфору) та олігомезотрофний (за концентрацією Нітрогену). За видами-індикаторами рівня трофності усі гідроекосистеми переважно належать до мезотрофного типу. Проте трофічний стан природної гідроекосистеми немає чіткого вираження, оскільки однаково представлені мезоевтрофні та види з широкою амплітудою трофності.

### **5.3. Чутливість видів фітопланктону різних типів гідроекосистем до органічного забруднення**

Під час своєї життєдіяльності гідробіонти виділяють у воду амінокислоти, білки, амінокислоти, сечовину та інші амонійні сполуки впливаючи на рівень органічного забруднення води. У водних об'єктах органічна речовина розпадається на прості органічні низькомолекулярні сполуки, які поступово

розкладаються до кінцевих елементів (Карбону, Фосфору, Нітрогену тощо) [11, 4]. Чутливість гідробіонтів різних систематичних груп до вмісту у воді органічних речовин і продуктів їхнього розкладу суттєво відрізняється. Дуже добре реагує на зміну органічного забруднення фітопланктон [12, 13, 15]. Розподіл видів фітопланктону за чутливістю до органічного забруднення вод (за системою Ватанабе) наведено на рисунку 5.3.



**Рис. 5.3. Розподіл видів та в.в.т. водоростей у різних типах гідроекосистем (А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна), що є індикаторами органічного забруднення вод (за системою Ватанабе): sx – сапроксени (чисті води); es – еврисапроби (помірно забруднені води); sp – сапрофіли (забруднені води)**

У воді зміненої гідроекосистемі серед водоростей-індикаторів органічного забруднення зафіксовано 35. Найбільший відсоток становлять еврисапроби (66%), що є індикаторами помірного забруднення води. Види-індикатори чистих вод представлені 9 видами (26%). Серед них *Nitzschia dissipata* (Kützing) Rabenhorst,

*Cymbopleura lata* (Grunow ex Cleve) Krammer, *C. tumida*, *P. gastrum*, *F. tenera*, *Diatoma vulgare* Bory, *Epithemia turgida* (Ehrenberg) Kützing, *Iconella biseriata* (Brébisson) Ruck & Nakov та *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing. У воді зміненої гідроекосистемі виявлено 3 види сапрофіти (9%), що є індикаторами забрудненої води (*Nitzschia gracilis* Hantzsch, *N. palea* та *T. hungarica*) (рис. 5.3. А).

Індикатори органічного забруднення у істотно зміненій гідроекосистемі представлені 39 видами. Серед них 56,4% представлені еврисапроби, що свідчить про помірно забруднення води. 35,9% складають сапроксени (*Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot, *N. dissipata*, *T. angustata*, *C. cistula*, *C. lata*, *C. tumida*, *P. gastrum*, *Staurosira construens* Ehrenberg, *F. tenera*, *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkovsky, *Epithemia adnata* (Kützing) Brébisson, *E. sorex*, *E. turgida* та *A. ovalis*) і 7,7% сапрофіли (*N. gracilis*, *N. palea* та *T. hungarica*) (рис. 5.3. Б).

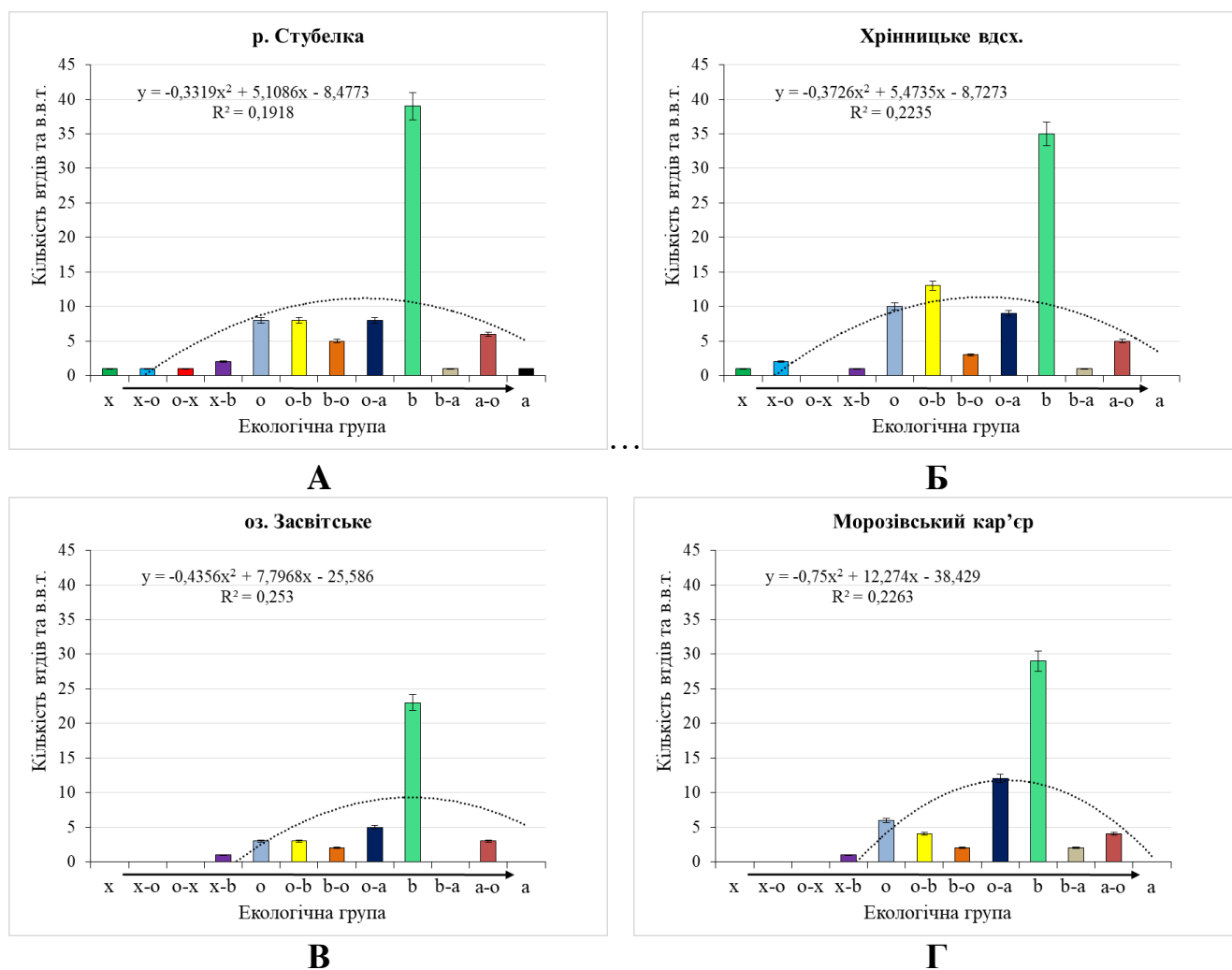
У воді природної гідроекосистемі виявлено 11 водоростей-індикаторів органічного забруднення. Найбільший відсоток складають еврисапроби (73%), що свідчить про помірне забруднення води. Індикатори чистих вод представлені двома видами (18%) – *F. tenera* та *P. lanceolatum*. Серед видів-індикаторів забрудненої води (сапрофіли) виявлено лише 1 вид (9%) – *N. palea* (рис. 5.3. В).

Види-індикатори органічного забруднення у воді штучної гідроекосистемі представлені 19 видами. 57,9% становлять еврисапроби, 36,8% – сапроксени та 5,3% – сапрофіли. Індикатори забрудненої води представлені одним видом (*N. palea*). Індикатори чистих вод представлені видами – *Tryblionella acuminata* W.Smith, *C. tumida*, *F. tenera*, *E. sorex*, *Neidium productum* (W.Smith) Cleve, *S. pupula* та *A. ovalis* (рис. 5.3. Г).

Отже, у всіх типах гідроекосистем найбільшу кількість видів становлять індикатори помірно забрудненої води – еврисапроби, що розподіляються наступним чином: природна > змінена > штучна > істотно змінена. Види-індикатори забрудненої води (сапрофіли) представлені значно меншою кількістю: природна (9%) = змінена (9%) > істотно змінена (7,7%) > штучна (5,3%).

Розподіл видів фітопланктону за чутливістю до органічного забруднення

вод (за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека) включає значно більшу кількість індикаторів ніж за системою Ватанабе (рис. 5.4).



**Рис. 5.4. Розподіл видів та в.в.т. водоростей у різних типах гідроекосистем (А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна), що є індикаторами органічного забруднення (за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека):** х – ксеносапробіонти; х-о – ксено-олігосапробіонти; о-х – оліго-ксеносапробіонти; х-б – ксено-бета-мезосапробіонти; о – олігосапробіонти; о-б – оліго-бета-мезосапробіонти; х-а – ксено-альфа-мезосапробіонти; б-о – бета-олігосапробіонти; о-а – оліго-альфа-мезосапробіонти; б – бета-мезосапробіонти; б-а – бета-альфа-мезосапробіонти; а-о – альфа-олігосапробіонти; б-р – бета-полісапробіонти; а – альфа-мезосапробіонти)

У воді зміненої гідроекосистеми налічується 81 вид фітопланктону, що є індикаторами сапробності за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека. Серед них, найбільша кількість бета-мезосапробіонтів – 39%. Менш представлені види олігосапробіонти (10%), оліго-бета-мезосапробіонти (10%), оліго-альфа-мезосапробіонти (10%), альфа-олігосапробіонти (7%), бета-олігосапробіонти (6%)

та ксено-бета-мезосапробіонти (2%). Виявлено по 1 виду ксеносапробіонтів, ксено-олігосапробіонтів, оліго-ксеносапробіонтів, бета-альфа-мезосапробіонтів та альфа-мезосапробіонтів (рис. 5.4. А).

Індикатори сапробності за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека у воді істотно зміненої гідроекосистеми представлені 80 видами. З них, 44% бета-мезосапробіонтів, 16% оліго-бета-мезосапробіонтів, 13% олігосапробіонтів, 11% оліго-альфа-мезосапробіонтів, 6% альфа-олігосапробіонтів, 4% бета-олігосапробіонтів, 3% ксено-олігосапробіонтів, 1% ксеносапробіонтів, 1% ксено-бета-мезосапробіонтів та 1% бета-альфа-мезосапробіонтів (рис. 5.4. Б).

У природній гідроекосистемі індикатори сапробності за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека представлені 40 видами. Найбільша кількість бета-мезосапробіонтів (58%). Оліго-альфа-мезосапробіонти складають 13%. Види олігосапробіонти, оліго-бета-мезосапробіонти та альфа-олігосапробіонти представлені по 8%. Видів бета-олігосапробіонтів лише 2 (5%) – *S. lacustris* (Chodat) Komárek & Hindák та *Schroederia setigera* (Schröder) Lemmermann. Ксено-бета-мезосапробіонти представлені одним видом – *C. turgidus* (Kützing) Nägeli (рис. 5.4. В).

Кількість видів-індикаторів у воді штучної гідроекосистеми складає 60. З них, 48% бета-мезосапробіонтів, 20% оліго-альфа-мезосапробіонтів, 10% олігосапробіонтів, 7% оліго-бета-мезосапробіонтів, 7% альфа-олігосапробіонтів, 3% альфа-олігосапробіонтів, 3% бета-альфа-мезосапробіонтів та 2% ксено-бета-мезосапробіонтів (рис. 5.4. Г).

Загалом, кількість видів бета-мезосапробіонтів, що найбільш представлена у всіх водних об'єктах, розподіляється наступним чином: природна > штучна > істотно змінена > змінена. Варто зауважити, що лише у зміненій гідроекосистемі виявлено вид альфа-мезосапробіонт.

Таким чином, у всіх типах гідроекосистем види-індикатори органічного забруднення води (за системою Ватанабе) переважно представлені еврисапробами, а за системою Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) – бета-мезосапробіонтами, що свідчить про помірне забруднення води.

## 5.4. Якість води різних типів гідроекосистем за видами-індикаторами органічного забруднення

При оцінюванні якості води за видами-індикаторами органічного забруднення співставляють їхні індивідуальні індекси сапробності. Такий підхід дозволяє згрупувати види відповідно до класу якості води та більш точно визначити її стан (рис. 5.5).

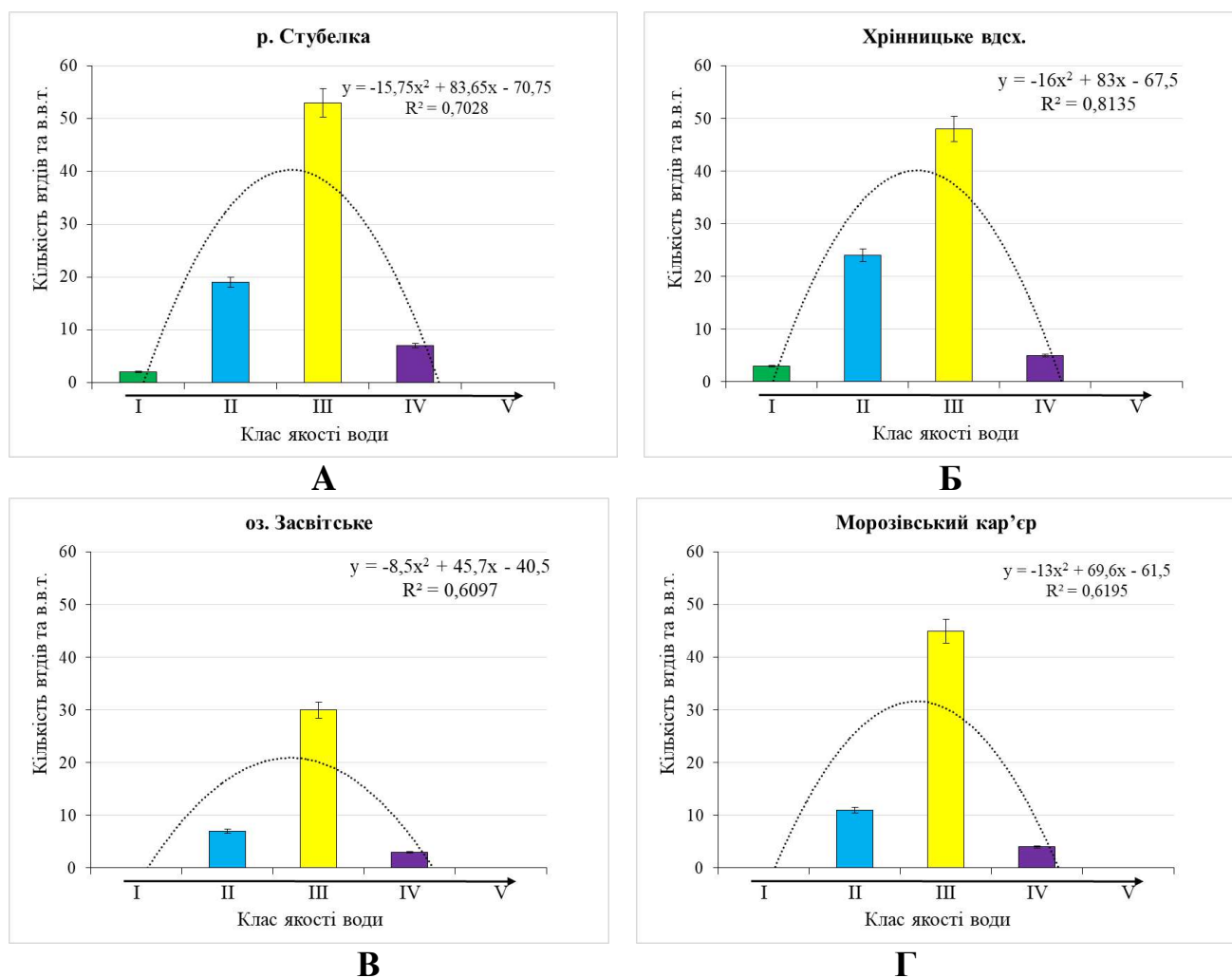


Рис. 5.5. Розподіл видів та в.в.т. водоростей у різних типах гідроекосистем (А – змінена; Б – істотно змінена; В – природна; Г – штучна) за класами якості води: I, II, III, IV, V.

У зміненій гідроекосистемі виявлені види-індикатори належать до 4 класів якості води. Вершина лінії тренду вказує на III клас якості води, як найбільш представлений видами-індикаторами (65%). Види-індикатори II класу якості води становлять 23%. Індикатори I класу якості води становлять 2% (*E. arcus*, *L. bodanica*). Види-індикатори IV класу якості води (9%) представлені – *E. granulata*,

*N. acicularis*, *N. palea*, *T. hungarica*, *M. atomus*, *N. veneta* та *Nitzschia sublinearis* Hustedt (рис. 5.5. А). Якість води зміненої гідроекосистеми за рівнем органічного забруднення згідно системи Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) належить до III класу (помірно забруднена) [7, 9].

Види-індикатори істотно зміненої гідроекосистеми відповідають 4 класам якості води. Серед них види-індикатори III класу якості води становлять 60%, II класу – 30%, I класу – 4%, а IV класу – 6% (*Euglena granulata* (G.A.Klebs) F.Schmitz, *N. palea*, *N. acicularis*, *T. Hungarica* та *S. hantzschii*). Вода істотно зміненої гідроекосистеми за рівнем органічного забруднення переважно належить до III класу якості (помірно забруднена), хоча відсоток видів-індикаторів II класу доволі помітний.

У природній гідроекосистемі індикаторні види розділились на 3 класи якості води. Найбільша кількість видів-індикаторів (75%) III класу якості води. Індикатори II класу якості води становлять 17,5%. Серед видів, що свідчать про II клас якості виявлено наступні: ксено-бета-мезосапробіонти – *C. turgidus*; олігосапробіонти – *C. placentula*, *D. bavaricum*, *Dinobryon sociale* (Ehrenberg) Ehrenberg; оліго-бета-мезосапробіонти – *D. divergens*, *Pseudokephyrion conicum* Schiller та *M. pulvereae* (H.C.Wood) Forti. Види-індикатори IV класу якості води представлені (7,5%). Серед них *N. palea*, *N. acicularis* та *M. pusillum* (рис. 5.5. В). Вода природної гідроекосистеми за рівнем органічного забруднення згідно системи Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) відповідає III класу якості (помірно забруднена) [8].

Індикаторні види штучної гідроекосистеми представлені 3 класами. Вершина лінії тренду відображає переважання III класу якості води (75%). Види-індикатори II класу якості води складають 18%. Індикатори IV класу якості води становлять 7% (*E. granulata*, *N. acicularis*, *N. acicularis* та *T. acuminata*).

Отже, у гідроекосистемах найбільше видів, що є індикаторами III класу якості води: природна (75%) = штучна (75%) > змінена (65%) > істотно змінена (60%). Кількість видів, що свідчать про II клас якості води розподіляється наступним чином: істотно змінена (30%) > змінена (23%) > штучна (18%) >



природна (17,5%). Ще меншою кількістю представлені види IV класу якості води: змінена (9%) > природна (7,5%) > штучна (7%) > істотно змінена (6%). Відповідно до розподілу видів-індикаторів вода у всіх типах гідроекосистем за рівнем органічного забруднення згідно системи Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) переважно відповідає III класу якості (помірно забруднена).

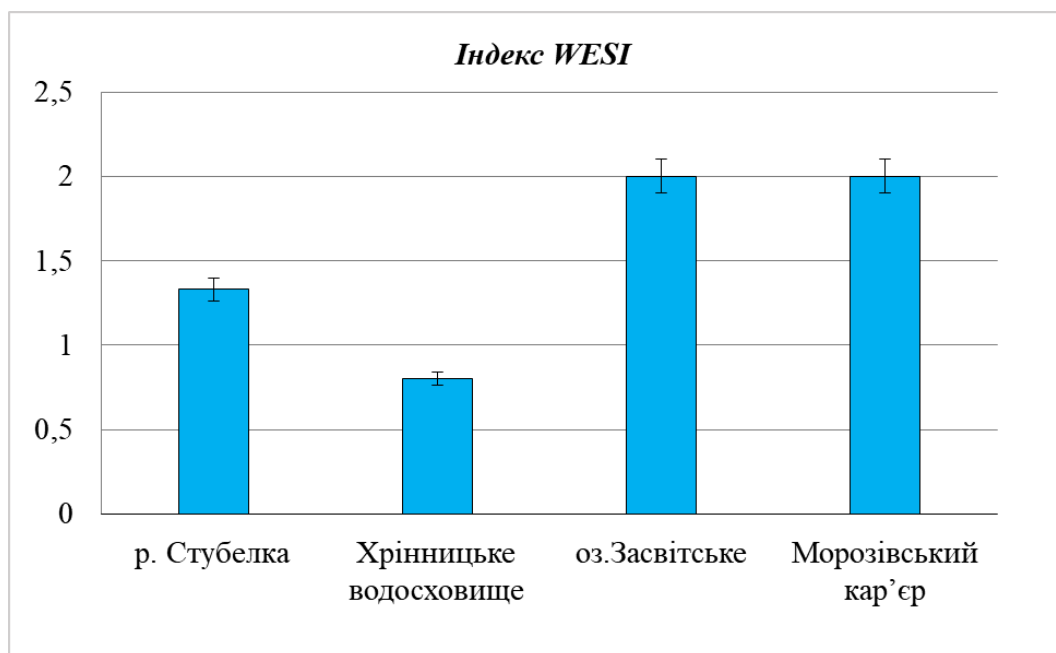
### **5.5. Оцінка здатності різних типів гідроекосистем до самоочищення за фотосинтетичною активністю фітопланктону**

Тривала, а інколи і раптова, дія екологічних чинників часто призводить до порушення самоочисної здатності водних об'єктів [4]. Відомо, що будь які негативні впливи забруднюючих речовин у воді здатна нівелювати біота завдяки своїм властивостям (в тому числі емерджентної), проте, до тої межі коли такий тиск не приводить до втрати її самої. Саме тому важливу роль при оцінюванні процесу самоочищення гідроекосистеми відіграє аналіз активності першої автотрофної ланки – фітопланктону, що найкраще віддзеркалює нормальні, чи навпаки, стресові умови середовища свого існування. Зокрема, внаслідок змін відбувається перебудова усіх структурно-функціональних показників фітопланктону, а також з'являються більш стійкі до забруднення види (наприклад, *S. hantzschii*).

Для визначення процесу самоочищення за активністю фітопланктону розраховано індекс *WESI* (рис. 5.6).

Індекс *WESI* найкраще визначає вплив стресових чинників на види фітопланктону, оскільки враховує клас якості води за гідрохімічними показниками та індекс сапробності. Однак основним критерієм при розрахунку рівня самоочищення гідроекосистеми є рівень спроможності видів фітопланктону використовувати нітрати за присутності у воді фосфатів. При комфортних для фітопланктону умовах, що не призводять до вповільнення фотосинтезу, нітрати інтенсивно поглинаються видами і класифікаційні ранги співпадають як за індексом сапробності, так і за вмістом  $\text{NO}_3^-$ . Фотосинтетична активність

фітопланктону забезпечує високий рівень самоочищення гідроекосистеми лише за умови, що індекс  $WESI = 1$  або  $WESI > 1$ .



**Рис. 5.6.** Значення індексу  $WESI$  для фітопланктону різних типів гідроекосистем: змінена (р. Стубелка); істотно змінена (Хрінницьке вдсх.); В – природна (оз. Засвітське); штучна (Морозівський кар'єр)

Згідно здійснених розрахунків індекс  $WESI$  у різних типах гідроекосистем змінюється від 0,8 до 2,0. Зокрема, у зміненій гідроекосистемі індекс  $WESI$  становить 1,3, у істотно зміненій – 0,8, а у природній та штучній має найвище значення – 2,0. Відповідно у зміненій, природній та штучній гідроекосистемах індекс  $WESI > 1$ , тому фотосинтетична активність фітопланктону сприяє активному самоочищенню цих водних об'єктів. У істотно зміненій гідроекосистемі індекс  $WESI$  менший за одиницю, що показує пригнічення процесів самоочищення внаслідок стресових умов для фітопланктону.

Таким чином, для зміненої, природної та штучної гідроекосистем характерні високі рівні самоочищення завдяки камфорним умовам для фотосинтетичної активності фітопланктону, а в істотно зміненій – низькі, порушені, за рахунок пригнічення фотосинтезу, а також більшого антропогенного навантаження на водний об'єкт.

## Висновки до п'ятого розділу

За видами фітопланктону найбільш точно можна визначити присутність підвищених та низьких концентрацій нітрогенвмісних органічних сполук у воді. Виявлено, що у всіх типах гідроекосистем найбільша представленість видів-автотрофів, які витримують підвищені концентрації НОС: змінена > істотно змінена > штучна > природна. Також у всіх водних об'єктах встановлено вид, що належить до факультативних гетеротрофів (*G. parvulum*) та відповідно розвивається за періодичних підвищень концентрації НОС. За рівнем трофності переважають мезоевтрофні види: 41% у зміненій гідроекосистемі; 44% у істотно зміненій; 25% у природній; 43% у штучній.

За рівнем органічного забруднення води (за системою Ватанабе) найбільш численні види-еврисапроби, що є індикаторами помірно забруднення води: 66% у зміненій гідроекосистемі; 56,4% у істотно зміненій; 73% у природній; 57,9% у штучній. За системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека найбільша кількість видів бета-мезосапробіонтів: 39% у зміненій гідроекосистемі; 44% у істотно зміненій; 58% у природній; 48% у штучній.

Встановлено, що вода у всіх типах гідроекосистем за рівнем органічного забруднення згідно системи Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) переважно належить до III класу якості, що свідчить про її помірне забруднення.

Значення індексу самоочищення (*WESI*) у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: 0,8 у істотно зміненій; 1,3 у зміненій гідроекосистемі; 2,0 у природній; 2,0 у штучній. У істотно зміненій гідроекосистемі відбувається пригнічення процесів самоочищення внаслідок стресових умов для фітопланктону та відповідно порушення його фотосинтетичної активності, а в у зміненій, природній та штучній встановлено високий рівень самоочисної спроможності.

### Список використаних джерел до п'ятого розділу:

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. Київ: Вища школа, 2005. 671 с.
2. Ковальова І.В., Масовець Б.П., Суходольська І.Л. Структура фітопланктону та якість води Хрінницького водосховища. *XVII Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Наука, освіта, суспільство очима молодих»* (м. Рівне, 17 травня 2024 р.). Рівне.
3. Ковальова І.В., Суходольська І.Л. Оцінка якості води річки Стубелка за показниками фітопланктону. *Український журнал природничих наук*. 2023. №6. С.125–135.
4. Романенко В.Д. Основи гідроекології. К.: Обереги, 2001. 728 с.
5. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Вплив сполук Нітрогену на формування угруповань фітопланктону озера Засвітське. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. №2(47). С. 73–82.
6. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Сезонна динаміка альгофлори озера Засвітське (Рівненська область, Україна). *Альгологія*. 2023. 33(2). С. 83–97.
7. Суходольська І.Л., Ковальова І.В. Вміст сполук Нітрогену у воді річки Стубелка та його вплив на фітопланктон. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. 6(51). С.50–57.
8. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Оцінка якості води озера Засвітське за видами-індикаторами фітопланктону. *VII Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми біології, екології та хімії»* (м. Запоріжжя, 25–27 квітня 2024 р.). Запоріжжя. С.250–252.
9. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Структура угруповань фітопланктону та якість води річки Стубелка. *Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування»* (м. Одеса, 11–12 квітня 2024 р.). Одеса. С.197–201.
10. Суходольська І.Л., Мазур А.І., Басараба І.В. Використання фітопланктону та вищих водних рослин при оцінюванні стану водних екосистем. *The XXII*

*International Scientific and Practical Conference «Multidisciplinary academic research, innovation and results»*, June 07–10, 2022, Prague, Czech Republic. P. 83–85.

11. Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev: University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.
12. Sladeček V. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 1986. Vol. 14, № 5. P. 555–566.
13. Sladeček V. System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnol.* 1973. V. 7. №1/4. P. 1–218.
14. Sukhodolska I.L., Basaraba I.V. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zaslavtske (Rivne Region, Ukraine). *International Journal on Algae*. Vol. 25, Issue 4, 2023. PP. 353–364.
15. Tavassi M., Barinova S.S., Anisimova O.V. et al. Algal indications of the environment in the Nahal Yarqon Basin, Central Israel. *International J. on Algae* 2004. Vol. 6 (4). P. 355–382.
16. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal Aquatic Ecology*, 1994. 28. P. 117–133.

## УЗАГАЛЬНЕННЯ

Порушення циклу Нітрогену у різних типах гідроекосистем (змінених – річка, істотно змінених – водосховище, природних – озеро та штучних – водойма кар'єру) супроводжується змінами вмісту  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$ , а також зміщенням їхньої рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітриту  $\leftrightarrow$  нітрата. Зазначені впливи зумовлюють реакцію всієї гідроекосистеми, проте, найбільш виражені екологічні наслідки характерні для фітопланктону.

У результаті проведеного дослідження з'ясовано, що переважаючою формою сполук Нітрогену у всіх типах гідроекосистем є нітроген амонійний. Найвищі концентрації  $\text{NH}_4^+$  характерні для зміненої та істотно зміненої гідроекосистеми, а найнижчі – для природної. Відповідно найгірша якість води за вмістом  $\text{NH}_4^+$  встановлена для істотно зміненої гідроекосистеми (IV клас, 6 категорія), а найкраща для природної (II клас, 2 категорія). За вмістом  $\text{NO}_2^-$  більш забрудненою є природна гідроекосистема, а менш – штучна. За середніми та найгіршими значеннями  $\text{NO}_2^-$  якість води природної гідроекосистеми відповідає IV класу, 6 категорії та V класу, 7 категорії, а штучної – II класу, 3 категорії та III класу, 4 категорії. Найвищий вміст  $\text{NO}_3^-$  притаманний для істотно зміненої гідроекосистеми, найнижчий – для природної. Якість води за середніми та найгіршими значеннями  $\text{NO}_3^-$  для істотно зміненої гідроекосистеми належить до III класу, 4 категорії та V класу, 7 категорії, а для природних – до I класу, 1 категорії та II класу, 3 категорії.

Найвищий сумарний вміст сполук Нітрогену виявлено у істотно зміненій гідроекосистемі ( $45,33 \text{ мг/дм}^3$ ), а найнижчий – у природній ( $10,36 \text{ мг/дм}^3$ ). За сумарним вмістом сполук Нітрогену ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ) різні типи гідроекосистем розподіляються наступним чином: істотно змінена > змінена > штучна > природна.

Найбільш виражено зміщення рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітриту  $\leftrightarrow$  нітрата в бік амонію у воді істотно зміненої гідроекосистеми, що свідчить про переважання процесу амоніфікації та суттєвий вплив точкових джерел ( $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$ ). У воді зміненої, природної та штучної гідроекосистем найчастіше

зафіксовано зміщення рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати в бік нітратів, що свідчить про переважання процесу нітрифікації та додаткове надходження сполук Нітрогену з дифузних джерел ( $\text{NH}_4^+ < \text{NO}_3^-$ ).

На вміст амонію, нітритів та нітратів, а також зміщення їхньої рівноваги в різних типах гідроекосистем прямий або опосередкований вплив здійснюють гідрохімічні показники (температура води, рН,  $\text{O}_2$ , БСК<sub>5</sub>, ХСК,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ , Р,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  тощо). Найбільш виражену їхню дію на сполуки Нітрогену демонструють кореляційні зв'язки: між вмістом  $\text{NO}_3^-$  та  $\text{SO}_4^{2-}$  у істотно змінній ( $r= 0,76$ ,  $p<0,01$ ); між вмістом  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{SO}_4^{2-}$  у природній ( $r= 0,98$ ,  $p<0,01$ ); між вмістом  $\text{NH}_4^+$  та БСК<sub>5</sub> у змінній ( $r= -0,57$ ,  $p<0,05$ ); між вмістом  $\text{NO}_2^-$  та ХСК у штучній ( $r= 0,66$ ,  $p<0,05$ ); між вмістом  $\text{NH}_4^+$  та  $\text{Na}^+$  у змінній ( $r= -0,70$ ,  $p<0,01$ ); між вмістом  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{Na}^+$  у природній ( $r= 0,94$ ,  $p<0,01$ ); між вмістом  $\text{NO}_3^-$  та  $\text{Cl}^-$  у штучній ( $r= -0,65$ ,  $p<0,05$ ); між вмістом  $\text{NO}_3^-$  та  $\text{PO}_4^{3-}$  у істотно змінній ( $r= 0,53$ ,  $p<0,05$ ); між вмістом  $\text{NH}_4^+$  та Р<sub>заг</sub> у природній ( $r= 0,50$ ,  $p<0,05$ ); між вмістом  $\text{NO}_3^-$  та Р<sub>заг</sub> у штучній ( $r= 0,55$ ,  $p<0,05$ ).

За методом головних компонент у всіх гідроекосистемах виявлено переважання трьох власних значень ідентифікованих змінних (компонентів), що пояснюють вплив гідрохімічних показників на вміст сполук Нітрогену: у змінній гідроекосистемі перша змінна охоплює температуру води та вміст  $\text{O}_2$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , Р<sub>заг</sub>, що найбільше впливають на вміст  $\text{NO}_3^-$ ; друга –  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , що найтісніше пов'язані з концентрацією  $\text{NH}_4^+$ ; третя – БСК<sub>5</sub>, ХСК та значення рН – з концентраціями  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$ ; у істотно змінній гідроекосистемі перша змінна включає температуру води,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , що найтісніше пов'язані з концентрацією  $\text{NO}_2^-$ ; друга – рН,  $\text{O}_2$ , БСК<sub>5</sub>, ХСК,  $\text{Mg}^{2+}$ , що найбільше пов'язані з вмістом  $\text{NH}_4^+$ ; третя – температуру води,  $\text{PO}_4^{2-}$ , Р<sub>заг</sub>, що впливають на концентрацію  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$ ; у природній гідроекосистемі перша змінна охоплює ХСК,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , що найтісніше пов'язані з концентрацією  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NH}_4^+$ ; друга – рН, БСК<sub>5</sub>,  $\text{Cl}^-$ , Р<sub>заг</sub>, що найбільше впливають на вміст  $\text{NO}_3^-$ ; третя – температуру води,  $\text{O}_2$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ , що насамперед пов'язані з вмістом  $\text{NH}_4^+$ .

Крім того, на концентрацію неорганічних сполук Нітрогену у воді та

відповідно і на весь цикл Нітрогену впливає розвиток фітопланктону внаслідок його поглинання видами. Причому ці впливи взаємообумовлені, оскільки зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати призводить до зміни представленості відділів фітопланктону, видового багатства, домінантів, чисельності, біомаси, а також перебудови інших показників, що віддзеркалюють екологічні наслідки для усєї гідроекосистеми. Так, за умов порушення циклу Нітрогену, що найпомітніше відображається перевищеннями ГДК  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  і  $\text{NO}_2^-$  та зміщенням рівноваги в бік нітрифікації чи амоніфікації, досить добре прослідковується перебудова насамперед таксономічного, видового і внутрішньовидового багатства фітопланктону (табл. 1).

**Таблиця 1**  
**Таксономічне, видове і внутрішньовидове багатство фітопланктону в різних типах гідроекосистем**

Відділи	змінена	істотно змінена	природна	штучна
	р. Стубелка	Хрінницьке вдех.	оз. Засвітське	Морозівський кар'єр
<i>Bacillariophyta</i>	<u>51 (52)</u> 46,8	<u>58 (58)</u> 50,4	<u>15 (16)</u> 25,8	<u>25 (25)</u> 28,4
<i>Chlorophyta</i>	<u>30 (31)</u> 27,9	<u>25 (26)</u> 22,6	<u>21 (21)</u> 33,9	<u>28 (29)</u> 33,0
<i>Cyanobacteria</i>	<u>9 (9)</u> 8,1	<u>9 (9)</u> 7,8	<u>8 (8)</u> 12,9	<u>15 (15)</u> 17,0
<i>Euglenozoa</i>	<u>9 (9)</u> 8,1	<u>8 (8)</u> 7,0	<u>3 (3)</u> 4,8	<u>8 (8)</u> 9,1
<i>Ochrophyta</i>	<u>5 (5)</u> 4,5	<u>8 (8)</u> 7,0	<u>5 (5)</u> 8,1	<u>1 (1)</u> 1,1
<i>Miozoa</i>	<u>3 (3)</u> 2,7	<u>3 (3)</u> 2,6	<u>1 (1)</u> 1,6	<u>3 (3)</u> 3,4
<i>Streptophyta</i>	<u>1 (1)</u> 0,9	<u>2 (2)</u> 1,7	<u>7 (7)</u> 11,3	<u>6 (6)</u> 6,8
<i>Cryptophyta</i>	<u>1 (1)</u> 0,9	<u>1 (1)</u> 0,9	<u>1 (1)</u> 1,6	<u>1 (1)</u> 1,1
<b>Всього:</b>	<b><u>109 (111)</u></b> <b>100</b>	<b><u>114 (115)</u></b> <b>100</b>	<b><u>61 (62)</u></b> <b>100</b>	<b><u>87 (88)</u></b> <b>100</b>

Примітка. Над рискою – кількість видів (внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду), під рискою – вираження у %.

Найбільшу кількість видів і в.в.т. ідентифіковано у воді істотно зміненої



гідроекосистеми – 114 видів (115 в.в.т.), а найменшу у природній – 61 вид (62 в.в.т.). У воді зміненої гідроекосистеми ідентифіковано 109 видів (111 в.в.т.), а у штучній – 87 видів (88 в.в.т.). Рівноцінне використання фітопланктоном амонію, нітритів чи нітратів, а також здатність видів до азотфіксації забезпечує повноцінний його розвиток за низької чи високої концентрації сполук Нітрогену у воді. Однак, за певних умов більш активно поглинається  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  чи  $\text{NO}_2^-$ , що зумовлює і зміни видового багатства. Так, у зміненій гідроекосистемі встановлено пряму кореляцію між кількістю видів та вмістом нітритів ( $r=0,50$ ,  $p<0,05$ ), проте, виявлено обернену – у істотно зміненій ( $r= -0,53$ ) та природній ( $r= -0,69$ ,  $p<0,05$ ). Між кількістю видів та вмістом амонію встановлено пряму кореляцію у істотно зміненій гідроекосистемі ( $r=0,64$ ,  $p<0,05$ ). Обернену кореляцію показано між кількістю видів та вмістом нітратів у штучній гідроекосистемі ( $r= -0,70$ ,  $p<0,05$ ) та пряму – у природній ( $r=0,60$ ,  $p<0,05$ ).

Видове багатство фітопланктону у гідроекосистемах різного типу представлено наступними відділами: *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanobacteria* та *Euglenozoa* (змінена); *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanobacteria*, *Euglenozoa* та *Ochrophyta* (істотно змінена); *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria* та *Streptophyta* (природна); *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria* та *Euglenozoa* (штучна). Максимальні значення родового коефіцієнта змінюються наступним чином: істотно змінена (2,1 – *Bacillariophyta*) > штучна (2,0 – *Streptophyta*) > змінена (1,8 – *Bacillariophyta*) > природна (1,7 – *Ochrophyta*). Суттєвий вплив на родовий коефіцієнт фітопланктону здійснюють нітрити у істотно зміненій гідроекосистемі. Так, обернену кореляцію встановлено між родовим коефіцієнтом та нітритами у істотно зміненій гідроекосистемі ( $r= -0,85$ ,  $p<0,05$ ), а пряму – у природній ( $r=0,50$ ,  $p<0,05$ ). Також між родовим коефіцієнтом і вмістом амонію виявлено обернену кореляцію у зміненій ( $r= -0,40$ ,  $p<0,05$ ) та штучній ( $r= -0,43$ ) гідроекосистемах. Між родовим коефіцієнтом та вмістом нітратів показано пряму кореляцію у істотно зміненій ( $r= 0,61$ ,  $p<0,05$ ) та природній ( $r=0,41$ ) гідроекосистемах, а обернену – у зміненій ( $r= -0,34$ ) та штучній ( $r= -0,49$ ).

Різноманітні умови водного середовища гідроекосистем різного типу, в

тому числі і зміни концентрацій сполук Нітрогену, зумовлюють відмінність чи подібність видового складу фітопланктону ( $K_S = 0,43-0,58$ ). Згідно розрахованого коефіцієнту Серенсена ( $K_S$ ) найбільш подібний видовий склад характерний для зміненої та істотно зміненої гідроекосистем (річка ↔ водосховища), а найменш – для зміненої та природної (річка ↔ озеро). Водночас варто зауважити, що у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах найбільш подібні зміни концентрації вмісту амонію та нітритів, а в зміненій та природній суттєво відрізняються.

Зміни сполук Нітрогену у воді різних типів гідроекосистем зумовлюють коливання кількісних показників розвитку фітопланктону впродовж червня-жовтня. Зокрема, чисельність фітопланктону змінюється в напрямку: штучна ( $492-5886$  тис.кл/дм<sup>3</sup>) > істотно змінена ( $862-4658$  тис.кл/дм<sup>3</sup>) > змінена ( $714-3424$  тис.кл/дм<sup>3</sup>) > природна ( $90-2822$  тис.кл/дм<sup>3</sup>). Встановлено обернену кореляцію між чисельністю фітопланктону та вмістом амонію ( $r = -0,47$ ,  $p < 0,05$ ), нітритами ( $r = -0,46$ ,  $p < 0,05$ ) та нітратами ( $r = -0,35$ ,  $p < 0,05$ ) у зміненій гідроекосистемі. Проте дуже тісна пряма кореляція виявлена між чисельністю та нітритами ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,01$ ) у істотно зміненій гідроекосистемі. Між чисельністю та вмістом нітратів зафіксовано пряму середню кореляцію у природній гідроекосистемі ( $r = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ). У штучній гідроекосистемі між чисельністю фітопланктону та вмістом амонію встановлено пряму кореляцію ( $r = 0,50$ ), а з нітратами, навпаки, обернену ( $r = -0,33$ ).

Загальна біомаса фітопланктону розподіляється наступним чином: істотно змінена ( $0,3932-1,7663$  мг/дм<sup>3</sup>) > змінена ( $0,2081-1,0442$  мг/дм<sup>3</sup>) > штучна ( $0,0629-1,0277$  мг/дм<sup>3</sup>) > природна ( $0,0361-0,8113$ ). Між біомасою фітопланктону та вмістом амонію у істотно зміненій гідроекосистемі встановлено пряму кореляцію ( $r = 0,85$ ,  $p < 0,05$ ), а з нітратами – обернену ( $r = -0,52$ ,  $p < 0,05$ ). Між біомасою та нітратами зафіксовано пряму кореляцію у природній ( $r = 0,46$ ,  $p < 0,05$ ) та штучній ( $r = 0,86$ ,  $p < 0,05$ ) гідроекосистемах.

Відділи фітопланктону характеризуються різними властивостями зв'язувати амоній (*Chlorophyta* > *Bacillariophyta* > *Cyanobacteria*), що впливає на їхні

показники чисельності та біомаси за зміни вмісту неорганічних сполук Нітрогену у воді. Чисельність відділів фітопланктону у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином (тис.кл/дм<sup>3</sup>): *Cyanobacteria* (224–2252) > *Chlorophyta* (202–984) > *Bacillariophyta* (132–430) – (змінена); *Cyanobacteria* (280–4268) > *Bacillariophyta* (184–730) > *Chlorophyta* (64–410) – (істотно змінена); *Chlorophyta* (20–1980) > *Cyanobacteria* (683–778) > *Bacillariophyta* (20–189) – (природна); *Cyanobacteria* (98–5518) > *Chlorophyta* (182–610) > *Bacillariophyta* (6–172) – (штучна). У зміненій гідроекосистемі встановлено обернену кореляцію між чисельністю *Chlorophyta* та вмістом амонію ( $r = -0,55$ ,  $p < 0,05$ ), нітритами ( $r = -0,53$ ,  $p < 0,05$ ) та нітратами ( $r = -0,46$ ,  $p < 0,05$ ), а між чисельністю відділу *Bacillariophyta* та нітритами – пряму ( $r = 0,89$ ,  $p < 0,05$ ). У істотно зміненій гідроекосистемі нітрити впливають на чисельність *Cyanobacteria* ( $r = 0,97$ ,  $p < 0,01$ ) та *Chlorophyta* ( $r = -0,55$ ,  $p < 0,05$ ). Також у істотно зміненій гідроекосистемі між нітратами та чисельністю *Chlorophyta* визначено пряму кореляцію ( $r = 0,63$ ,  $p < 0,05$ ). У природній гідроекосистемі вплив нітратів на чисельність *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria* підтверджується виявленою тісною та помірною прямою кореляцією ( $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$  та  $r = 0,55$ ,  $p < 0,05$ ), а дія нітритів на *Cyanobacteria* характеризується оберненою кореляцією ( $r = -0,51$ ,  $p < 0,05$ ). Між чисельністю *Chlorophyta* та вмістом амонію у штучній гідроекосистемі виявлена пряма кореляція ( $r = 0,65$ ,  $p < 0,05$ ), а з нітритами та нітратами обернена ( $r = -0,80$  та  $r = -0,57$ ,  $p < 0,05$ ). Крім того, встановлено обернену кореляцію між нітритами та нітратами та чисельністю *Bacillariophyta* ( $r = -0,81$  та  $r = -0,56$ ,  $p < 0,05$ ).

Біомаса відділів фітопланктону у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином (мг/дм<sup>3</sup>): *Bacillariophyta* (0,1157–0,8694) > *Chlorophyta* (0,0331–0,1150) > *Cyanobacteria* (0,0092–0,0584) – (змінена); *Bacillariophyta* (0,2477–1,5196) > *Chlorophyta* (0,0197–0,1361) > *Cyanobacteria* (0,0035–0,1763) – (істотно змінена); *Chlorophyta* (0,0024–0,0998) > *Bacillariophyta* (0,0122–0,1348) > *Cyanobacteria* (0,0102–0,0207) – (природна); *Bacillariophyta* (0,0027–0,3427) > *Chlorophyta* (0,0224–0,1734) > *Cyanobacteria* (0,0030–0,1008) – (штучна). Найбільш значимі залежності виявлено між вмістом амонію та біомасою

*Bacillariophyta* ( $r = 0,81$ ,  $p < 0,05$ ), а також між нітритами та біомасою *Cyanobacteria* ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ) у істотно зміненій гідроекосистемі. На біомасу *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria* у природній гідроекосистемі найбільший вплив здійснюють нітрати ( $r = 0,88$  та  $r = 0,96$ ,  $p < 0,05$ ), а на біомасу *Chlorophyta* вміст нітритів ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ) та амонію ( $r = 0,53$ ,  $p < 0,05$ ). У штучній гідроекосистемі встановлено обернену кореляцію між біомасою *Chlorophyta* і *Bacillariophyta* та нітритами ( $r = -0,69$  і  $r = -0,70$ ,  $p < 0,05$ ).

Інформаційне різноманіття фітопланктону за чисельністю та біомасою у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: змінена (3,15–4,74 біт/екз та 3,97–4,80 біт/мг), істотно змінена (1,06–4,78 біт/екз та 3,24–4,84 біт/мг), природна (2,13 –3,89 біт/екз та 1,63–4,10 біт/мг) та штучна (2,34–3,60 біт/екз та 0,71–3,91 біт/мг). У зміненій гідроекосистемі виявлено обернену залежність між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $R^2 = 0,78$ ), нітритів ( $R^2 = 0,52$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,57$ ). Також пряма залежність між індексом Шеннона за чисельністю встановлена у цій гідроекосистемі з вмістом нітритів ( $R^2 = 0,96$ ), а з концентрацією амонію ( $R^2 = 0,59$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,58$ ) обернена. Для істотно зміненої гідроекосистеми встановлено пряму залежність між індексом Шеннона за біомасою та чисельністю і вмістом амонію ( $R^2 = 0,91$  та  $R^2 = 0,63$ ), а обернену з нітритами ( $R^2 = 0,95$  та  $R^2 = 0,98$ ) та нітратами ( $R^2 = 0,61$  та  $R^2 = 0,37$ ). У природній гідроекосистемі найвищу пряму залежність виявлено між індексом Шеннона за чисельністю та вмістом нітратів ( $R^2 = 0,61$ ). Пряма залежність виявлена між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $R^2 = 0,88$ ), нітритів ( $R^2 = 0,74$ ), але обернена з концентрацією нітратів ( $R^2 = 1$ ) у штучній гідроекосистемі. Відповідно найбільший вплив на індекс Шеннона за біомасою здійснює вміст нітратів у воді штучної гідроекосистеми. Однак індекс Шеннона за чисельністю зростає у цій гідроекосистемі за умови високого вмісту амонію ( $R^2 = 0,75$ ).

Індекс сапробності у гідроекосистемах змінюється таким чином: істотно змінена (1,73–2,31), природна (1,60–2,63), змінена (1,55–2,04) та штучна (1,57–1,91). За індексом сапробності вода у зміненій та штучній гідроекосистемах

змінюється від  $\alpha$ -олігосапробної до  $\beta$ -мезосапробної зони та відповідає II–III класам якості (чиста, помірно забруднена). У істотно зміненій гідроекосистемі якість води за індексом сапробності належить до  $\beta$ -мезосапробної зони та відповідає III класу (помірно забруднена). Якість води у природній гідроекосистемі за індексом сапробності змінюється від  $\beta$ -мезосапробної зони до  $\alpha$ - $\alpha$ -мезосапробної та відповідає III–VI класам якості (помірно забруднена, забруднена). У зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах виявлено обернену залежність між сапробністю та вмістом амонію ( $R^2 = 0,91$  і  $R^2 = 0,58$ ), а в природній та штучній – пряму ( $R^2 = 0,87$  і  $R^2 = 0,56$ ). У істотно зміненій та природній гідроекосистемах встановлено пряму залежність між сапробністю та нітритами ( $R^2 = 0,72$  і  $R^2 = 0,21$ ), а також з нітратами ( $R^2 = 0,64$  і  $R^2 = 0,72$ ).

Підвищення концентрації неорганічних сполук Нітрогену і зниження вмісту Фосфору змінює відношення N : P та визначає яким елементом лімітується розвиток фітопланктону. Згідно середніх значень відношення N : P у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах на фітопланктон більший вплив здійснює вміст Фосфору, а у природній та штучній – Нітроген. Проте порівняння щомісячних показників відношення N : P свідчить про почергове лімітування Фосфору та Нітрогену в усіх досліджених гідроекосистемах.

Зміна біогенного режиму у різних типах гідроекосистем віддзеркалюється перебудовою домінуючого комплексу фітопланктону. Зокрема, у воді зміненої гідроекосистеми ідентифіковано *S. lacustris*, що домінує за біомасою (10,9–51,7%) впродовж п'яти місяців. Встановлено пряму залежність між біомасою *S. lacustris* та концентрацією амонію ( $R^2 = 0,97$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,90$ ), фосфору ( $R^2 = 0,79$ ) та відношенням N : P ( $R^2 = 0,83$ ). Решта видів домінують впродовж 1–2 місяців або представлені невисокими показниками чисельності та біомаси. Водночас виявлено пряму тісну залежність між біомасою *Cyclotella sp.* та вмістом нітритів ( $R^2 = 0,89$ ) і нітратів ( $R^2 = 0,95$ ). Між біомасою *N. viridula* та вмістом нітритів залежність також пряма ( $R^2 = 0,98$ ), а з концентрацією нітратів ( $R^2 = 0,77$ ) і фосфатів ( $R^2 = 0,72$ ) обернена. Зміна відношенням N : P впливає на біомасу *N. viridula* ( $R^2 = 0,53$ ) менше ніж вміст нітритів ( $R^2 = 0,98$ ), нітратів ( $R^2 = 0,77$ ) та

фосфатів ( $R^2 = 0,73$ ). Пряму залежність встановлено між біомасою *S. librile* і нітритами ( $R^2 = 0,71$ ), а обернена з фосфором ( $R^2 = 0,56$ ). На біомасу *U. ulna* більший вплив здійснюють фосфор ( $R^2 = 0,82$ ) та нітрати ( $R^2 = 0,62$ ), а менший – відношення N : P ( $R^2 = 0,57$ ) та амоній ( $R^2 = 0,56$ ). Варто зауважити, що в змінній гідроекосистемі домінували види або за чисельністю або за біомасою.

У воді істотно зміненої гідроекосистеми домінують впродовж 2 місяців *L. planctonica*, *A. granulata* та *U. ulna*. Тісну пряму залежність зафіксовано між біомасою *U. ulna* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,91$ ), фосфатів ( $R^2 = 0,72$ ), фосфору ( $R^2 = 0,74$ ), а обернену з концентрацією нітритів ( $R^2 = 0,52$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,88$ ). На біомасу *E. gibba* найбільше впливає вміст фосфору ( $R^2 = 0,56$ ). Пряма тісна залежність встановлена між біомасою *C. placentula* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,99$ ), фосфатами ( $R^2 = 0,95$ ), фосфором ( $R^2 = 0,99$ ), а обернена з нітратами ( $R^2 = 0,63$ ) та відношенням N : P ( $R^2 = 0,94$ ). Також обернену тісну залежність виявлено між біомасою *S. lacustris* та фосфором ( $R^2 = 1$ ), а пряму з вмістом нітратів ( $R^2 = 1$ ), фосфатів ( $R^2 = 1$ ), відношенням N : P ( $R^2 = 1$ ). Визначено пряму залежність між біомасою *T. tabulata* і вмістом амонію ( $R^2 = 0,68$ ), нітритами ( $R^2 = 0,55$ ), фосфором ( $R^2 = 0,59$ ), а обернену з нітратами ( $R^2 = 0,98$ ).

У воді природної гідроекосистеми субдомінантом та домінантом за чисельністю та біомасою впродовж усього періоду дослідження (окрім серпня) є *S. ellipticum*. Найбільш виражений вплив на біомасу *S. ellipticum* здійснює відношення N : P ( $R^2 = 0,99$ ), а також вміст амонію ( $R^2 = 0,68$ ) і фосфору ( $R^2 = 0,56$ ). На біомасу *S. lacustris* впливає вміст амонію ( $R^2 = 1$ ), нітритів ( $R^2 = 0,74$ ), нітратів ( $R^2 = 0,91$ ), а менш проявляється дія фосфатів ( $R^2 = 0,53$ ) та фосфору ( $R^2 = 0,61$ ). Однак встановлено тісну пряму залежність між біомасою *H. tetrachotoma* та вмістом фосфатів ( $R^2 = 1$ ), а обернену з концентрацією амонію ( $R^2 = 1$ ), нітритів ( $R^2 = 0,95$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,91$ ). Цікаво, що тільки обернена залежність зафіксована між біомасою *O. submarina* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,63$ ), нітритів ( $R^2 = 0,98$ ) та фосфору ( $R^2 = 0,66$ ). Між біомасою *T. volvocina* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ) і фосфору ( $R^2 = 0,82$ ) виявлено пряму залежність, а з концентрацією нітратів ( $R^2 = 0,53$ ), нітритів ( $R^2 = 1$ ) та фосфатів ( $R^2 = 0,96$ )

обернену. Також обернену залежність встановлено між біомасою *Cyclotella sp.* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,67$ ), нітритів ( $R^2 = 0,60$ ), а пряму дуже високу з нітратами ( $R^2 = 0,99$ ).

У воді штучної гідроекосистеми домінують за чисельністю *M. pulverea*, *M. aeruginosa* та *S. lacustris* впродовж 2–3 місяців, а за чисельністю та біомасою одночасно – *S. lacustris*. Виражена пряма залежність виявлена між біомасою *M. pulverea* та вмістом амонію ( $R^2 = 1$ ), вмістом нітритів ( $R^2 = 0,96$ ), а також обернена з нітратами, фосфатами, фосфором і відношенням N : P ( $R^2 = 1$ ). Тісну пряму залежність встановлено між біомасою *S. lacustris* та нітритами ( $R^2 = 0,82$ ), а обернену з фосфатами ( $R^2 = 0,95$ ), фосфором ( $R^2 = 0,74$ ) і відношенням N : P ( $R^2 = 0,76$ ). На біомасу *O. submarina* впливає вміст нітритів ( $R^2 = 0,89$ ), а менша дія концентрації фосфатів, фосфору ( $R^2 = 0,62$  та  $R^2 = 0,62$ ), амонію ( $R^2 = 0,59$ ) та відношення N : P ( $R^2 = 0,62$ ). Також пряма залежність встановлена між біомасою *Cyclotella sp.* та вмістом амонію ( $R^2 = 0,82$ ), нітритів ( $R^2 = 0,80$ ), фосфору ( $R^2 = 0,61$ ), а обернена з відношенням N : P ( $R^2 = 0,98$ ).

Варто зауважити, що ідентифіковані спільні види-домінанти для різних типів гідроекосистем: *C. issatschenkoi* (природна та істотно змінена), *O. submarina* (природна та штучна), *C. hirundinella*, *M. aeruginosa* (змінена та штучна), *U. ulna* (природна, змінена та істотно змінена), *S. lacustris*, *M. pulverea* (змінена, істотно змінена, природна та штучна), *Cyclotella sp.* (змінена, природна та штучна).

Види фітопланктону чутливо реагують на вміст нітрогенвмісних органічних сполук у гідроекосистемі, тому є важливими індикаторами зміни їхніх концентрацій у воді. Так, у всіх типах гідроекосистем найбільш представлені види-автотрофи, що здатні витримувати підвищені концентрації нітрогенвмісних органічних сполук: змінена (65%) > істотно змінена (45%) > штучна (41%) > природна (36%). За рівнем трофності у гідроекосистемах переважають мезоевтрофні види: істотно змінена (44%) > штучна (43%) > змінена (41%) > природна (25%). Проте присутні у водних об'єктах і евтрофні види: природна (20%) > змінена (17%) > істотно змінена (16%) > штучна (14%). За вмістом Фосфору найвища трофність виявлена у зміненій та штучній гідроекосистемах

(від олігомезотрофного до евтрофного типу – чиста, брудна вода), а за концентрацією Нітрогену – у істотно змінений (від олігомезотрофного до гіпертрофного – чиста, дуже брудна).

Види-індикатори органічного забруднення води (за системою Ватанабе) переважно представлені еврисапробами (помірно забруднені): природна (73%) > змінена (66%) > штучна (57,9%) > істотно змінена (56,4%), що свідчить про помірне забруднення води. Відсоток сапрофілів, що є індикаторами забрудненої води, доволі низький: природна (9) = змінена (9) > істотно змінена (7,7) > штучна (5,3) – *N. gracilis*, *N. palea* та *T. hungarica*.

Серед видів-індикаторів органічного забруднення води за системою Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) найбільша кількість бета-мезосапробіонтів, що свідчить про помірне органічне забруднення води: природна (58%) > штучна (48%) > істотно змінена (44%) > змінена (39%).

Якість води за рівнем органічного забруднення згідно системи Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) у всіх типах гідроекосистем належить до III класу (помірно забруднена).

Індекс, що відображає процес самоочищення *WESI* змінюється наступним чином: природна (2,0) = штучна (2,0) > змінена (1,3) > істотно змінена (0,8). Відповідно до виявлених значень у природній, штучній та змінений гідроекосистемах процес самоочищення досить ефективний завдяки фотосинтетичній активності фітопланктону, проте, у істотно змінений він порушений внаслідок зростання стресових умов, в тому числі і перевищення концентрацій біогенних сполук у воді.

Загалом найбільш помітні порушення циклу Нітрогену та відповідно і прояви екологічних наслідків для фітопланктону характерні для зміненої та істотно зміненої гідроекосистем (р. Стубелка, Хрінницьке вдсх.), а менш виражені – для природної (оз. Засвітське) та штучної (водойма Морозівський кар'єр).

Відгук фітопланктону на порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем супроводжується наступними змінами: видове багатство (істотно змінена – 114 видів (115 в.в.т.) > змінена 109 видів (111 в.в.т.) > штучна – 87



видів (88 в.в.т.) > природна – 61 вид (62 в.в.т.); співвідношення відділів фітопланктону – змінена – *Bacillariophyta* : *Chlorophyta* : *Cyanobacteria* (52 : 31 : 9), істотно змінена – *Bacillariophyta* : *Chlorophyta* : *Cyanobacteria* (58 : 26 : 9), природна – *Chlorophyta* : *Bacillariophyta* : *Cyanobacteria* (21 : 16 : 8), штучна – *Chlorophyta* : *Bacillariophyta* : *Cyanobacteria* (29 : 25 : 15); повне зникнення відділів: природна – *Cyanobacteria* (вересень, жовтень); чисельність – штучна (492–5886 тис.кл/дм<sup>3</sup>) > істотно змінена (862–4658 тис.кл/дм<sup>3</sup>) > змінена (714–3424 тис.кл/дм<sup>3</sup>) > природна (90–2822 тис.кл/дм<sup>3</sup>); біомаса – істотно змінена (0,3932–1,7663 мг/дм<sup>3</sup>) > змінена (0,2081–1,0442 мг/дм<sup>3</sup>) > штучна (0,0629–1,0277 мг/дм<sup>3</sup>) > природна (0,0361–0,8113); індекс Шеннона за чисельністю – істотно змінена (1,06–4,78 біт/екз) > змінена (3,15–4,74 біт/екз) > природна (2,13–3,89 біт/екз) > штучна (2,34–3,60 біт/екз); індекс Шеннона за бімасою – істотно змінена (3,24–4,84 біт/мг) > змінена (3,97–4,80 біт/мг) > природна (1,63–4,10 біт/мг) > штучна (0,71–3,91 біт/мг); індекс сапробності – природна (1,60–2,63) > істотно змінена (1,73–2,31) > змінена (1,55–2,04) > штучна (1,57–1,91); домінуючий комплекс – змінена (*A. flos-aquae*, *M. aeruginosa*, *M. pulvereae*, *S. lacustris*, *O. agardhii*, *A. hantzschii*, *Euglena* sp., *Cyclotella* sp., *N. viridula*, *S. librile*, *U. ulna* та *C. hirundinella*); істотно змінена – *C. issatschenkoi*, *L. planctonica*, *M. pulvereae*, *R. leopoliensis*, *S. lacustris*, *Spirulina* sp., *L. tetrapedia*, *P. morum*, *A. granulata*, *U. ulna*, *E. gibba*, *F. virescens*, *T. tabulata*, *C. placentula* та *N. radiosa*; природна – *C. issatschenkoi*, *M. pulvereae*, *S. lacustris*, *S. lacustris*, *H. tetrachotoma*, *O. submarina*, *Ulothrix* sp., *T. volvocina*, *S. ellipticum*, *Cyclotella* sp., *U. ulna*, *Gymnodinium* sp. та *D. divergens*; штучна – *M. aeruginosa*, *M. pulvereae*, *S. lacustris*, *O. submarina*, *Cyclotella* sp., *G. acuminatum*, *N. subtilis*, *C. hirundinella*, *Peridinium* sp. та *Cryptomonas* sp.

Найбільш помітні порушення циклу Нітрогену характерні для зміненої та істотно зміненої гідроекосистем (р. Стубелка, Хрінницьке вдсх.), а менш – для природної (оз. Засвітське) та штучної (водойма Морозівський кар'єр). Найефективніша регуляція циклу Нітрогену та природного співвідношення NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> та NH<sub>4</sub><sup>+</sup> виявлена у штучній та природній гідроекосистемах, а менш

ефективна у змінній та істотно змінній. Реакція фітопланктону на порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем призводить до зміни структурно-функціональних показників фітопланктону, які найбільш помітні у водних об'єктах з підвищеним вмістом  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  та з постійним чи періодичним зміщеннями рівноваги системи амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати. Водночас фітопланктон також впливає на цикл Нітрогену поглинаючи нітрогеновмісні сполуки та змінюючи їхню концентрацію у воді, тому оптимальний стан планктонних водоростей підтримує стійкість водних об'єктів, а здатність до азотфіксації забезпечує гідроекосистеми, за певних умов, необхідною кількістю Нітрогену.

Таким чином, екологічні наслідки порушень циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем проявляються у перевищенні ГДК сполук Нітрогену у воді, погіршенні якості води, зміщенні рівноваги в системі амоній  $\leftrightarrow$  нітрити  $\leftrightarrow$  нітрати, вповільненні чи прискоренні розвитку автотрофної ланки – фітопланктону, зміни видового багатства фітопланктону, чисельності на біомасі, різких коливань індексів інформаційного різноманіття та сапробності, домінуванні видів, які продукують високі концентрації токсичних речовин, викликають «цвітіння» і відповідно погіршують якість води.

Розробка і впровадження рекомендацій щодо екологічних наслідків, що виникають внаслідок порушення циклу Нітрогену у змінній, істотно змінній, природній та штучній гідроекосистемах та зумовлюють перебудову структурно-функціональних показників фітопланктону дозволять нормалізувати стан водних об'єктів.

## ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі досліджено основні екологічні наслідки для фітопланктону, що виникають внаслідок порушення циклу Нітрогену у різних типах гідроекосистем (зміненій – річка, істотно зміненій – водосховище, природній – озеро та штучній – водойма кар'єру).

1. Постійне збільшення обсягів надходження нітрогенвмісних сполук з точкових та дифузних джерел зумовлює порушення циклу Нітрогену, що насамперед супроводжується змінами вмісту  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  та  $\text{NO}_3^-$ . Неорганічні сполуки Нітрогену відіграють ключову роль у розвитку фітопланктону, тому дуже високі чи низькі їхні концентрації завжди проявляються вираженими екологічними наслідками для гідроекосистеми.

2. Виявлено, що переважаючою формою сполук Нітрогену у всіх типах гідроекосистем є  $\text{NH}_4^+$ . Максимальний вміст  $\text{NH}_4^+$  встановлено у воді зміненої гідроекосистеми (перевищує ГДК у 4,4 рази),  $\text{NO}_2^-$  – у воді природної (перевищує ГДК у 24,6 рази),  $\text{NO}_3^-$  – у воді істотно зміненої (не перевищує ГДК – 26,8 мг/дм<sup>3</sup>). Концентрація сполук Нітрогену у воді змінюється наступним чином:  $\text{NH}_4^+$  – змінена > істотно змінена > штучна > природна;  $\text{NO}_2^-$  – природна > змінена > істотно змінена > штучна;  $\text{NO}_3^-$  – істотно змінена > змінена > штучна > природна. За сумарним вмістом сполук Нітрогену найбільш забрудненою є істотно змінена та змінена гідроекосистеми, а менш – штучна та природна.

Зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати в бік нітратів найбільш виражено у воді зміненої, природної та штучної гідроекосистем (вплив дифузних джерел), а в бік амонію – у воді істотно зміненої (дія точкових джерел).

3. Показано, що на цикл Нітрогену у воді різних типів гідроекосистем впливають зміни хімічного складу води. Обернену середню кореляцію виявлено між БСК<sub>5</sub> та  $\text{NH}_4^+$  у зміненої гідроекосистемі ( $r = -0,57$ ,  $p < 0,05$ ), між вмістом  $\text{Na}^+$  та  $\text{NH}_4^+$  у зміненої гідроекосистемі ( $r = -0,70$ ,  $p < 0,01$ ). У штучній гідроекосистемі виявлено пряму середню кореляцію між ХСК та  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ). Тісну кореляцію виявлено між  $\text{SO}_4^{2-}$  та  $\text{NO}_3^-$  у істотно зміненої гідроекосистемі ( $r = 0,76$ ,  $p < 0,01$ ), а з  $\text{NO}_2^-$  у природній ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,01$ ). Дуже тісну пряму

кореляцію встановлено між вмістом  $\text{Na}^+$  та  $\text{NO}_2^-$  у природній гідроекосистемі ( $r= 0,94$ ,  $p<0,01$ ).

4. Обґрунтовано, що одним з важливих екологічних наслідків порушення циклу Нітрогену у гідроекосистемах, є зміни структурно-функціональних показників фітопланктону. Найбільшу кількість видів і в.в.т. ідентифіковано у істотно зміненій гідроекосистемі (Хрінницьке вдсх.) 114 (115 в.в.т.). Другу позицію за видовим багатством фітопланктону займає змінена гідроекосистема (р. Стубелка) 109 (111 в.в.т.), третю – штучна, що утворилася на місці затоплення Морозівського кар'єру 87 (88 в.в.т.). Найменшою кількістю видів водоростей сформований планктон природної гідроекосистеми (оз. Засвітське) 61 (62 в.в.т.).

5. Середня чисельність фітопланктону у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином (тис. кл./дм<sup>3</sup>): штучна (2784) > істотно змінена (1835) > змінена (1586) > природна (1225). Середні значення біомаси фітопланктону розподіляється (мг/дм<sup>3</sup>): істотно змінена (0,9011) > змінена (0,6527) > штучна (0,4631) > природна (0,2890). У істотно зміненій гідроекосистемі виявлено тісну кореляцію між чисельністю фітопланктону та  $\text{NO}_2^-$  ( $r= 0,99$ ,  $p<0,01$ ), а у природній середню – з  $\text{NO}_3^-$  ( $r= 0,66$ ,  $p<0,05$ ). Тісну кореляцію встановлено між біомасою фітопланктону та  $\text{NH}_4^+$  ( $r= 0,85$ ,  $p<0,05$ ) у істотно зміненій гідроекосистемі, а з  $\text{NO}_3^-$  ( $r= 0,86$ ,  $p<0,05$ ) у штучній.

6. Встановлено, що інформаційне різноманіття фітопланктону за чисельністю та біомасою у різних типах гідроекосистем змінюється наступним чином: змінена > істотно змінена > природна > штучна. Виявлено найбільш значиму залежність між індексом Шеннона за біомасою та вмістом амонію ( $R^2= 0,78$  та  $R^2 = 0,91$ ) у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах та нітратами ( $R^2 = 1$ ) у штучній. На зміну індексу Шеннона за чисельністю впливають нітрити ( $R^2 = 0,96$ ) у зміненій гідроекосистемі, нітрати ( $R^2 = 0,61$ ) у природній, амоній ( $R^2 = 0,75$ ) у штучній. Індекс сапробності у гідроекосистемах розподіляється таким чином: істотно змінена > природна > змінена > штучна. Вплив на індекс сапробності нітрогену амонійного більш відчутний у зміненій, природній та штучній гідроекосистемах ( $R^2 = 0,91$ ,  $R^2 = 0,87$  та  $R^2 = 0,56$ ), а

нітритів ( $R^2 = 0,72$ ) та нітратів ( $R^2 = 0,64$ ) у істотно зміненій.

7. Виявлено, що у всіх гідроекосистемах розвиток фітопланктону лімітується Фосфором і Нітрогеном. За середніми значеннями відношення N : P на показники фітопланктону у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах більше впливає Фосфор, а у природній та штучній – Нітроген.

8. Ідентифіковано спільні для різних типів гідроекосистем види-домінанти: *S. lacustris*, *M. pulverea* (змінена, істотно змінена, природна та штучна); *Cyclotella* sp. (змінена, природна та штучна); *U. ulna* (змінена, істотно змінена та природна); *O. submarina* (природна та штучна); *C. hirundinella*, *M. aeruginosa* (змінена та штучна); *C. issatschenkoi* (істотно змінена та природна). Встановлено пряму та обернену залежність між біомасою видів-домінантів фітопланктону та біогенними сполуками і елементами.

9. Виявлено у всіх типах гідроекосистем найбільшу представленість видів-автотрофів, які витримують підвищені концентрації нітрогенвмісних органічних сполук. За рівнем трофності найбільший відсоток мезоевтрофних видів: 41 – змінена, 44 – істотно змінена, 25 – природна та 43 – штучна. Види-індикатори органічного забруднення води (за системою Ватанабе) переважно представлені еврисапробами (помірно забруднені), а за системою Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) найбільша кількість бета-мезосапробіонтів (помірно забруднені). Встановлено, що вода досліджених гідроекосистем за рівнем органічного забруднення належить до III класу якості (помірно забруднена).

10. Показано, що для зміненої, природної та штучної гідроекосистем характерна висока здатність до самоочищення завдяки фотосинтетичній активності фітопланктону, проте, в істотно зміненій цей процес порушено.

Таким чином, комплексний аналіз вмісту гідрохімічних, біологічних, індикаційних та стехіометричних показників досліджуваних гідроекосистем показав, що формування циклу Нітрогену та зміни рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати відбувається з порушеннями у зміненій та істотно зміненій гідроекосистемах. Менш виражені порушення встановлені у штучній та природній гідроекосистемах.

## ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

З метою регулювання порушення циклу Нітрогену, зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати та запобігання негативним екологічним наслідкам для фітопланктону рекомендовано:

- здійснювати щорічний системний аналіз не лише річок, але і озер, водосховищ та кар'єрів;
- розраховувати зміщення рівноваги в системі амоній ↔ нітрити ↔ нітрати для визначення ризиків для гідроекосистем;
- оптимізувати систему управління водними ресурсами басейну р. Стубелка (зміненої гідроекосистеми). Службам спостережень та моніторингу контролювати ступінь зарегульованості р. Стубелка ставками. Місцевим жителям дотримуватися термінів внесення до ґрунтів сільськогосподарського призначення добрив з дотриманням їхнього дозування;
- регулювати надходження до Хрінницького вдсх. (істотно зміненої гідроекосистеми) господарсько-побутових стічних вод, а також надходження забруднення внаслідок облаштування тваринних комплексів. Враховуючи вразливість до (накопичення) нітратів території розташування водосховища необхідно контролювати ведення сільського господарства, а також слідкувати за зміною поживних режимів водосховища для збільшення рибної продукції;
- контролювати оптимальні рекреаційні навантаження та здійснювати інші заходи для регулювання стану забруднення оз. Засвітське (природної гідроекосистеми) нітрогенвмісними сполуками. Зокрема, Нобельському національному природному парку здійснювати періодичний моніторинг амонію, нітритів та нітратів, а також проводити розрахунок їхнього співвідношення у воді для виявлення чинників впливу на гідроекосистему та структурно-функціональні показники фітопланктону;
- збільшити кількість зелених насаджень поблизу Морозівського кар'єру (штучної гідроекосистеми) для запобігання надходження сполук Нітрогену з ґрунту. Зокрема, Корецькій міській територіальній громаді облаштувати озеленення території навколо водного об'єкту, в тому числі за рахунок

використання непродуктивних і малопродуктивних земель сільськогосподарського призначення.

Зважаючи на біогеохімічну нестійкість сполук Нітрогену у гідроекосистемах рекомендовано оцінювати екологічні наслідки порушення циклу Нітрогену для фітопланктону з урахуванням підходу «причина ↔ дія ↔ наслідок» шляхом виявлення точкових і дифузних джерел надходження сполук Нітрогену, фіксації перевищень ГДК амонію, нітритів та нітратів, зміщення їхньої рівноваги та співставлення зі змінами структурно-функціональних показників фітопланктону.

## **Додатки**



## Додаток А

### СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

#### НАУКОВІ ПРАЦІ, В ЯКИХ ОПУБЛІКОВАНО ОСНОВНІ НАУКОВІ РЕЗУЛЬТАТИ ДИСЕРТАЦІЇ

##### Статті у міжнародних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних Web of Science Core Collection та/або Scopus

1. Sukhodolska I.L., Basaraba I.V. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zaslavtske (Rivne Region, Ukraine). *International Journal on Algae*. Vol. 25, Issue 4, 2023. PP. 353–364. URL: <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v25.i4.40> (Scopus) p – ISSN: 1521-9429, e – ISSN: 1940-4328 (Особистий внесок 50%: відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

##### Статті в наукових фахових виданнях України

2. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Основні джерела надходження сполук Нітрогену до водних екосистем. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2022. Вип. №43. С. 65–69. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.4-43.10> (Особистий внесок 70%: аналіз теоретичного матеріалу, участь у написанні і оформленні статті).

3. Суходольська І.Л., Басараба І.В. Вплив сполук Нітрогену на формування угруповань фітопланктону озера Засвітське. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. №2(47). С. 73–82. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.2-47.12> (Особистий внесок 50%: відбір та обробка проб, статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті).

4. Ковальова І.В. Зміни хімічного складу води у гідроекосистемах різного типу. *Acta Carpathica*. 2023. №1. С. 28–33. URL: <https://doi.org/10.32782/2450-8640.2023.1.3>

5. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Вміст сполук Нітрогену у водних екосистемах різного типу. *Біологія та екологія*. 2023. Том 9. №1. С. 75–84. URL: <https://doi.org/10.33989/2023.9.1.290185> (Особистий внесок 80% : відбір та

обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

6. Суходольська І.Л., Ковальова І.В. Вміст сполук Нітрогену у воді річки Стубелка та його вплив на фітопланктон. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ, 2023. Вип. 6(51). С.50–57. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.8> (Особистий внесок 60%: відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

7. Ковальова І.В. Сезонна динаміка вмісту нітрогенвмісних сполук у воді річки Стубелка. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2023. №4 (104). С.74–85. URL: <https://doi.org/10.31713/vs420236>

8. Ковальова І.В., Суходольська І.Л. Оцінка якості води річки Стубелка за показниками фітопланктону. *Український журнал природничих наук*. 2023. №6. С.125–135. URL: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.6.2023.13> (Особистий внесок 60%: відбір та обробка проб, участь у написанні і оформленні статті).

#### **Опубліковані праці апробаційного характеру**

9. Суходольська І.Л., Басараба І.В., Батьковець Я.І. Роль вищої водної рослинності у формуванні екологічного стану гідроекосистем. Регіональні геоекологічні проблеми в умовах сталого розвитку. *Збірник наукових праць IV Міжнар. наук.-практ. конференції* (м. Рівне, 22–24 вересня 2020 р.) / Голова редкол. проф. Д.В. Лико [та ін.]. Рівне: видавець О. Зень, 2020. С.160–163. URL: [https://kegt.rshu.edu.ua/images/dustan/2020/zb\\_20.pdf](https://kegt.rshu.edu.ua/images/dustan/2020/zb_20.pdf)

10. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Вміст сполук Нітрогену у воді річки Хомора. *Інноваційний розвиток науки та освіти: глобальний та національний виміри змін: збірник тез доповідей міжнародної науково-практичної конференції* (Полтава, 9 вересня 2021 р.). Полтава: ЦФЕНД, 2021. С. 61–62. URL: [https://drive.google.com/uc?export=download&confirm=no\\_antivirus&id=10ipOVpX2nwjMНk2pBNTlgVzQXoanghrs](https://drive.google.com/uc?export=download&confirm=no_antivirus&id=10ipOVpX2nwjMНk2pBNTlgVzQXoanghrs)

11. Басараба І.В. Вплив антропогенного навантаження на басейни малих річок України. *Topical issues of modern science, society and education. Proceedings of the 7th International scientific and practical conference. SPC “Sci-conf.com.ua”*

(Kharkiv, January 29–31, 2022). Kharkiv, 2022. С.126–131. URL: <https://sci-conf.com.ua/wp-content/uploads/2022/02/TOPICAL-ISSUES-OF-MODERN-SCIENCE-SOCIETY-AND-EDUCATION-29-31.01.22.pdf>

12. Басараба І.В., Суходольська І.Л. Сезонні зміни хімічного складу води річки Хомора. *Проблеми та перспективи реалізації та впровадження міждисциплінарних наукових досягнень: матеріали III Міжнародної наукової конференції* (м. Луцьк, 3 червня, 2022 р.) / Міжнародний центр наукових досліджень. Вінниця: Європейська наукова платформа, 2022. С.159–162. URL: <https://ojs.ukrlogos.in.ua/index.php/mcnd/issue/view/03.06.2022/752>

13. Суходольська І.Л., Мазур А.І., Басараба І.В. Використання фітопланктону та вищих водних рослин при оцінюванні стану водних екосистем. *The XXII International Scientific and Practical Conference «Multidisciplinary academic research, innovation and results»* (Prague, Czech Republic, June 07–10, 2022). Czech Republic, 2022. P. 83–85. URL: <https://isg-konf.com/wp-content/uploads/2022/06/Multidisciplinary-academic-research-innovation-and-results.pdf>

14. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Структура угруповань фітопланктону та якість води річки Стубелка. *Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування»* (м. Одеса, 11–12 квітня 2024 р.). Одеса, 2024. С.197–201. URL: [https://drive.google.com/file/d/171PCiSW-vUGD3W1N1Dh-0NzGFC56y\\_2/view](https://drive.google.com/file/d/171PCiSW-vUGD3W1N1Dh-0NzGFC56y_2/view)

15. Суходольська І.Л., Ковальова І.В., Масовець Б.П. Оцінка якості води озера Засвітське за видами-індикаторами фітопланктону. *VII Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми біології, екології та хімії»* (м. Запоріжжя, 25–27 квітня 2024 р.). Запоріжжя, 2024. С.250–252. URL: <http://surl.li/oqharn>

16. Ковальова І.В., Масовець Б.П., Суходольська І.Л. Структура фітопланктону та якість води Хрінницького водосховища. *XVII Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених*

«Наука, освіта, суспільство очима молодих» (м. Рівне, 17 травня 2024 р.). Рівне, 2024. С.85–87. URL: <https://kegt.rshu.edu.ua/images/2024/nosom2024.pdf>

17. Ковальова І., Масовець Б., Суходольська І. Екологічні наслідки зміни вмісту сполук Нітрогену для фітопланктону штучної гідроекосистеми. В *Міжнародна науково-практична конференції «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення»* (м. Дрогобич, 17–18 жовтня 2024 р.). Дрогобич, 2024. С. 73–77. URL: <https://drive.google.com/file/d/1B--dGphyzyH1ayN-Nn8OLYzqUDG8nQiX/view>

### **ОПУБЛІКОВАНІ ПРАЦІ, ЯКІ ДОДАТКОВО ВІДОБРАЖАЮТЬ НАУКОВІ РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ**

18. Sukhodolska I., Krupko H., Portukhai O., Basaraba I., Kostiuk K. Heavy metals concentration in the water of human-made objects. *Environmental Problems*. 2022. 7(4). P. 177–187. URL: <https://doi.org/10.23939/ep2022.04.177> (Особистий внесок 20%: аналіз матеріалу, статистична обробка, підготовка статті до друку).

19. Крупко Г.Д., Суходольська І.Л., Лико Д.В., Басараба І.В. Оцінка вмісту важких металів у підземних водах сільської місцевості Рівненщини. *Агроекологічний журнал*. 2022. №4. С. 93–104. URL: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273255> (Особистий внесок 25%: аналіз матеріалу, статистична обробка, підготовка статті до друку).

## Додаток Б

### Відомості про апробацію результатів дисертації

**Ковальової Ілони Василівни**

**на тему: «Екологічні наслідки порушень циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем» зі спеціальності 101 Екологія**

Основні положення та результати дисертаційної роботи представлено в доповідях на наукових, науково-практичних конференціях різного рівня, зокрема:

#### **Міжнародних:**

1. IV Міжнародна науково-практична конференція «Регіональні геоекологічні проблеми в умовах сталого розвитку» (м. Рівне, 22–24 вересня 2020). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

2. Міжнародна науково-практична конференція «Інноваційний розвиток науки та освіти: глобальний та національний виміри змін» (м. Полтава, 9 вересня 2021). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

3. 7th International scientific and practical conference «Topical issues of modern science, society and education» (м. Харків, 29–31 січня, 2022). Форма участі – публікація матеріалів.

4. III Міжнародна наукова конференція «Проблеми та перспективи реалізації та впровадження міждисциплінарних наукових досягнень» (м. Луцьк, 3 червня, 2022). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

5. XXII International Scientific and Practical Conference «Multidisciplinary academic research, innovation and results» (Prague, Czech Republic, June 07–10, 2022). Форма участі – публікація матеріалів.

6. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування» (м. Одеса, 11–12 квітня 2024). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

7. VII Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми біології, екології та хімії» (м. Запоріжжя, 25–27 квітня 2024). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

8. V Міжнародна науково-практична конференція «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення» (м. Дрогобич, 17–18 жовтня 2024). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

**Всеукраїнських:**

9. XVII Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Наука, освіта, суспільство очима молодих» (м. Рівне, 17 травня 2024). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

**Регіональних:**

10. Звітна наукова конференція викладачів, співробітників і здобувачів вищої освіти Рівненського державного гуманітарного університету за 2020 рік (м. Рівне, 13–14 травня 2021). Форма участі-виступ.

11. Звітна наукова конференція викладачів, співробітників і здобувачів вищої освіти Рівненського державного гуманітарного університету за 2021 рік (м. Рівне, 19–20 травня 2022). Форма участі-виступ.

12. Звітна наукова конференція викладачів, співробітників і здобувачів вищої освіти Рівненського державного гуманітарного університету за 2022 рік (м. Рівне, 18–19 травня 2023). Форма участі-виступ.

13. Звітна наукова конференція викладачів, співробітників і здобувачів вищої освіти Рівненського державного гуманітарного університету за 2023 рік (м. Рівне, 17 травня 2024). Форма участі-виступ, публікація матеріалів.

## Додаток В

### Довідка про впровадження/використання результатів дисертаційної роботи Довідка про впровадження №1 Нобельський національний природний парк



УКРАЇНА

#### МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ НОБЕЛЬСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПРИРОДНИЙ ПАРК

34013 Рівненська область, Вараський район, с. Нобель, вул. Центральна, 44  
тел. (0666) 415-24-58; e-mail: nobelskiypark@gmail.com, Код ЄДРПОУ 43077967

№ 305 від 21.10.2024

#### ДОВІДКА

про використання результатів  
дисертаційного дослідження за темою «Екологічні наслідки порушень  
циклу Нітрогену в різних типах гідроекосистем»  
Ковальної Ілони Василівни

Результати наукових досліджень і рекомендації І.В. Ковальної, які представлені в дисертації на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101 «Екологія» використовуються адміністрацією Нобельського національного природного парку при здійсненні управління та регулювання у сфері охорони природних екосистем.

Здобувачкою І. В. Ковальною складено список видового різноманіття фітопланктону озера Засвітське, що буде включено у Літопис природи Нобельського НПП. Надані рекомендації, щодо дотримання оптимальних рекреаційних навантажень та здійснення інших заходів для регулювання стану забруднення озера Засвітське (природної гідроекосистеми) нітрогенвмісними сполуками (амоній, нітрити та нітрати), їхнього співвідношення у воді та впливу на структурно-функціональні показники фітопланктону, спрямовані на забезпечення екологічної стійкості озера, запобігання його деградації через надмірний антропогенний вплив, що важливо для підтримання здорового стану природної гідроекосистеми.

Директор

Володимир ДІКОВИЦЬКИЙ



# Довідка впровадження №2 Рівненський державний гуманітарний університет



## МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ РІВНЕНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ГУМАНІТАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

вул.Ст.Бандери, 12, м. Рівне, 33028, тел. (0362) 63-42-24, факс (0362) 62-03-56  
E-mail: rectorat@rshu.edu.ua, код ЄДРПОУ 25736989

31.10.2024 № 01-12/75

На № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

### ДОВІДКА

про використання у навчальному процесі  
Рівненського державного гуманітарного університету  
результатів досліджень і розробок, одержаних при виконанні дисертаційної  
роботи Ковальнової Ілони Василівни на здобуття наукового ступеня доктора  
філософії зі спеціальності 101 – Екологія (галузь знань 10 – Природничі науки)

Основні положення та результати дисертаційної роботи Ковальнової Ілони Василівни щодо екологічних наслідків для фітопланктону внаслідок порушення циклу Нітрогену в різних типах гідроєкосистем, які отримані під час написання дисертації на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101 – Екологія (галузь знань 10 – Природничі науки), використовуються у навчальному процесі Рівненського державного гуманітарного університету для здобувачів першого (бакалаврського) та другого (магістерського) рівнів вищої освіти спеціальності 101 «Екологія» під час викладання курсів лекцій та практичних занять з наступних навчальних компонентів: «Екологія рослин та фітоценозів», «Антропогенний вплив на водні екосистеми», «Системний аналіз якості навколишнього середовища», «Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище» та «Моніторинг довкілля».

Результати впровадження цих розробок у навчальний процес підтвердили актуальність і практичну цінність дисертаційного дослідження.

Проректор  
з навчально-виховної роботи



проф. Ярослав ПЕТРІВСЬКИЙ



**Додаток Г**

**Таблиця Г.1**

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком відділів фітопланктону у змінній гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	XCK	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>пар</sub>	Rkof р. коэф.	Взар	Nзар	Індекс HN	Індекс НВ	Індекс Sapг	Кв к. вид.	N_Chloro phyta	N_Bacilla riophyta	N_Cyanob acteria	N_Eucl enozoa	B_Chloro phyta	B_Bacillar iophyta	B_Cyanob acteria	B_Eucl enozoa										
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																																							
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-.009	1																																						
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	.462	.139	1																																					
pH	.480	-.181	.343	1																																				
O <sub>2</sub>	.266	-.070	.175	.103	1																																			
T	-.330	-.136	.215	-.088	-.736	1																																		
БСК <sub>5</sub>	-.566	-.346	-.203	-.240	-.370	.451	1																																	
XCK	-.221	-.103	-.258	-.398	-.098	.118	-.251	1																																
Na <sup>+</sup>	-.697	.141	-.264	-.177	-.675	.490	.282	.195	1																															
Mg <sup>2+</sup>	.444	-.157	.120	-.213	.118	-.189	-.063	.195	-.443	1																														
Ca <sup>2+</sup>	.441	.161	.323	-.166	.665	-.559	-.286	-.091	-.694	.379	1																													
Cl <sup>-</sup>	-.244	-.078	.186	-.394	-.376	.593	.035	.494	.365	.358	-.196	1																												
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-.246	-.147	-.331	-.560	-.573	.345	.367	.200	.455	.389	-.322	.502	1																											
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-.131	-.085	-.146	-.107	-.850	.659	.208	.435	.548	.209	-.610	.552	.666	1																										
P <sub>пар</sub>	-.129	-.189	-.111	-.273	-.783	.625	.331	.427	.480	.278	-.396	.528	.764	.929	1																									
Rkof (род. коэф.)	-.402	-.168	-.337	-.490	-.891	.357	.873	-.572	.554	.263	-.642	.064	.750	.535	.410	1																								
Взар	-.255	.320	-.080	-.420	-.708	.624	.620	-.571	.278	.407	-.608	.341	.585	.445	.202	.879	1																							
Nзар	-.469	-.464	-.349	-.875	-.829	.351	.877	.281	.566	.572	.092	.320	.910	.899	.971	.547	.266	1																						
Індекс HN	-.404	.500	-.291	-.074	-.364	.295	.151	-.536	.322	-.033	-.831	.209	.219	.074	-.285	.571	.794	-.199	1																					
Індекс НВ	.618	.846	.839	.072	.317	.691	-.320	-.046	-.785	.536	.359	.543	-.267	-.094	-.188	-.175	.253	-.370	.167	1																				
Індекс Sapг	.608	.544	.554	.716	.510	.009	-.505	-.657	-.626	-.277	-.226	-.226	-.659	-.713	-.809	-.093	.220	-.825	.422	.604	1																			
Кв (кільк. видів)	-.045	.496	.180	-.398	-.571	.777	.504	-.497	.026	.560	-.399	.475	.484	.415	.188	.746	.960	.189	.712	.505	.323	1																		
N_Chlorophyta	-.552	-.530	-.465	-.842	-.867	.259	.901	.211	.669	.464	-.033	.231	.921	.869	.927	.603	.289	.989	-.134	-.479	-.827	.173	1																	
N_Bacillariophyta	.239	.890	.439	.090	.067	.606	-.190	-.396	-.398	.290	-.256	.442	-.132	-.105	-.379	.185	.623	-.451	.713	.806	.738	.751	-.485	1																
N_Cyanobacteria	-.394	-.477	-.279	-.844	-.689	.305	.755	.455	.468	.579	.285	.336	.815	.859	.981	.350	.067	.975	-.385	-.356	-.889	.020	.946	-.550	1															
N_Euglenozoa	-.364	.614	-.294	.207	.104	.016	-.369	-.222	.170	-.300	-.647	.160	-.186	-.237	-.593	.036	.331	-.553	.828	.156	.459	.277	-.493	.621	-.647	1														
B_Chlorophyta	-.470	-.427	-.341	-.885	-.868	.395	.909	.219	.569	.592	.040	.336	.935	.910	.963	.610	.346	.996	-.128	-.337	-.78	.268	.988	-.385	.955	-.517	1													
B_Bacillariophyta	.060	.760	.268	-.092	-.222	.662	.096	-.503	-.166	.350	-.431	.442	.127	.091	-.203	.468	.828	-.228	.825	.663	.613	.901	-.241	.954	-.376	.588	-.150	1												
B_Cyanobacteria	-.403	-.283	-.219	-.910	-.646	.446	.670	.579	.402	.698	.355	.530	.811	.912	.983	.271	.078	.936	-.338	-.208	-.872	.070	.887	-.425	.974	-.551	.916	-.282	1											
B_Euglenozoa	-.260	.579	-.240	.365	.242	-.107	-.483	-.262	.083	-.422	-.619	.032	-.337	-.394	-.716	-.065	.225	-.674	.764	.149	.543	.176	-.611	.591	-.754	.986	-.642	.526	-.672	1										

Таблиця Г.2

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком відділів  
фітопланктону у істотно зміненій гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	ХСК	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>зат</sub>	Rkof р. коеф.	Взаг	Нзаг	Індекс HN	Індекс НВ	Індекс Сагр	Кв к.вид.	N_Chloro phyta	N_Bacilla riophyta	N_Cyanobac teria	N_Euglen ozoa	B_Chloro phyta	B_Bacil larioph yta	B_Cya nobacte ria	B_Euglen ozoa		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																															
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	,095	1																														
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-,316	-,214	1																													
pH	-,572	,090	-,330	1																												
O <sub>2</sub>	-,100	-,249	-,178	,465	1																											
T	-,489	-,337	,385	,102	-,292	1																										
БСК <sub>5</sub>	-,332	,116	,069	,204	-,372	-,027	1																									
ХСК	-,242	-,246	-,037	-,065	-,669	,030	,554	1																								
Na <sup>+</sup>	,034	,337	,495	-,475	-,530	,196	-,303	,334	1																							
Mg <sup>2+</sup>	-,006	,028	-,182	,359	,389	,010	,126	-,613	-,643	1																						
Ca <sup>2+</sup>	-,181	-,120	-,301	,109	,349	-,658	,433	,021	-,640	,071	1																					
Cl <sup>-</sup>	-,187	,229	,393	-,358	-,607	,532	-,173	,377	,766	-,338	-,844	1																				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-,153	-,259	,759	-,460	-,023	,189	-,380	-,202	,529	-,306	-,386	,437	1																			
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-,162	-,208	,532	,013	-,164	,359	-,061	-,003	,410	-,075	-,431	,253	,237	1																		
P <sub>зат</sub>	-,102	-,390	,291	,043	-,067	,480	-,328	-,107	,322	-,076	-,560	,277	,181	,897	1																	
Rkof (род. коеф.)	-,208	-,854	,611	-,037	,729	,807	-,676	-,771	,128	,094	-,883	-,272	,620	,589	,668	1																
Взаг	,852	-,026	-,524	,756	,253	,243	-,291	-,159	-,326	,248	-,343	-,615	-,76	,416	,707	,013	1															
Нзаг	,346	,986	-,239	-,282	-,945	-,740	,841	,911	,281	-,263	,811	,598	-,525	-,124	-,447	-,851	,018	1														
Індекс HN	-,113	-,942	,230	,384	,949	,855	-,837	-,932	-,273	,331	-,939	-,647	,352	,371	,683	,899	,245	-,950	1													
Індекс НВ	-,238	-,723	,603	,045	,706	,950	-,484	-,838	-,057	,397	-,952	-,234	,461	,618	,637	,935	,101	-,768	,866	1												
Індекс Сагр	,067	,740	-,666	,118	-,595	-,756	,593	,645	-,282	,005	,844	,165	-,565	-,747	-,749	-,975	-,086	,720	-,817	-,912	1											
Кв (кільк. видів)	,642	-,526	-,016	,442	,534	,496	-,693	-,423	,061	-,050	-,678	-,581	-,145	,724	,986	,603	,747	-,443	,663	,536	-,674	1										
N_Chlorophyta	-,198	-,547	,625	,009	,570	,947	-,291	-,755	-,056	,482	-,910	-,112	,350	,680	,607	,839	,145	-,609	,747	,973	-,845	,483	1									
N_Bacillariophyta	,652	-,277	-,468	,857	,529	,490	-,458	-,459	-,515	,452	-,571	-,771	-,625	,367	,738	,213	,947	-,262	,496	,321	-,228	,768	,334	1								
N_Cyanobacteria	,244	,972	-,215	-,361	-,968	-,813	,843	,945	,319	-,334	,885	,645	-,426	-,223	-,554	-,870	-,118	,988	-,985	-,820	,756	-,543	-,682	-,393	1							
N_Euglenozoa	,721	-,444	-,165	,356	,366	,126	-,721	-,147	,230	-,406	-,366	-,547	-,129	,531	,836	,410	,638	-,310	,461	,218	-,484	,906	,114	,586	-,368	1						
B_Chlorophyta	-,311	-,395	-,066	,560	,668	,789	-,191	-,813	-,819	,961	-,667	-,483	-,113	-,049	,150	,328	,230	-,521	,570	,572	-,204	,096	,601	,490	-,581	-,256	1					
B_Bacillariophyta	,815	-,180	-,495	,784	,384	,318	-,438	-,270	-,334	,232	-,440	-,705	-,667	,429	,774	,137	,987	-,129	,378	,192	-,192	,820	,203	,969	-,259	,715	,259	1				
B_Cyanobacteria	,234	,978	-,254	-,319	-,953	-,805	,850	,928	,260	-,285	,886	,618	-,459	-,261	-,576	-,895	-,105	,987	-,987	-,832	,789	-,562	-,690	-,372	,998	-,395	-,538	-,248	1			
B_Euglenozoa	,487	-,575	-,067	,193	,401	,038	-,810	-,152	,323	-,565	-,292	-,493	,148	,363	,676	,469	,348	-,433	,481	,190	-,502	,760	,026	,328	-,437	,937	-,366	,456	-,471	1		

Таблиця Г.3

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком відділів  
фітопланктону у природній гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	ХСК	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>зар</sub>	Rkof р. коеф.	Взар	Нзар	Інде кс HN	Інде кс НВ	Інде кс Sapг	Kv к.вид.	N_Chlo rophyta	N_Bacil larioph yta	N_Cyan obacteri a	N_E uglen ozoa	B_Chlo rophyta	B_Bacil larioph yta	B_Cy anob acter ia	B_Eugl enozoa			
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																																
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-.183	1																															
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-.210	-.147	1																														
pH	-.147	-.014	.020	1																													
O <sub>2</sub>	-.428	-.310	.456	-.163	1																												
T	.281	.155	-.082	.274	-.692	1																											
БСК <sub>5</sub>	.252	-.123	.049	.612	-.052	.263	1																										
ХСК	.320	.377	-.546	-.226	-.430	-.046	-.229	1																									
Na <sup>+</sup>	-.082	.940	-.138	.055	-.335	.179	.148	.399	1																								
Mg <sup>2+</sup>	.016	-.229	.063	.545	-.471	.517	.144	-.276	-.230	1																							
Ca <sup>2+</sup>	-.258	-.144	.131	.106	.119	.047	-.181	-.553	-.346	.158	1																						
Cl <sup>-</sup>	.129	-.057	.244	.698	-.158	.201	.872	-.317	.174	.355	-.074	1																					
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-.150	.975	-.218	-.190	-.286	.075	-.218	.452	.920	-.350	-.214	-.188	1																				
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-.105	.168	-.289	-.317	.051	-.629	-.270	.435	.141	-.514	.021	-.139	.237	1																			
P <sub>зар</sub>	.499	.023	-.073	.188	-.301	-.143	.266	.052	.080	.038	-.006	.502	-.014	.397	1																		
Rkof (род. коеф.)	-.198	.502	.405	-.083	.413	-.209	-.468	.361	.267	.060	.739	-.335	.379	.105	-.132	1																	
Взар	.019	-.322	.455	.917	.713	.283	.941	-.715	-.090	.429	.301	.984	-.468	-.342	.469	-.257	1																
Нзар	-.165	-.437	.660	.917	.549	.581	.804	-.899	-.254	.694	.407	.911	-.590	-.576	.150	-.257	.939	1															
Індекс HN	-.572	-.225	.632	.012	-.407	.800	-.461	-.467	-.397	.746	.408	-.257	-.264	-.625	-.931	.144	-.217	.130	1														
Індекс НВ	-.522	-.087	.583	-.119	-.398	.648	-.651	-.233	-.327	.629	.459	-.455	-.123	-.515	-.926	.366	-.398	-.077	.961	1													
Індекс Sapг	.903	-.306	-.309	-.394	-.025	-.304	-.169	.668	-.404	-.305	-.309	-.373	-.239	-.033	.493	.198	-.262	-.412	-.422	-.266	1												
Kv (кільк. видів)	-.249	-.685	.601	.487	-.101	.928	.383	-.921	-.595	.847	.152	.493	-.743	-.818	-.376	-.470	.520	.760	.602	.375	-.464	1											
N_Chlorophyta	-.030	-.237	.311	.861	.657	.189	.971	-.699	.032	.301	.184	.999	-.359	-.201	.489	-.374	.979	.895	-.292	-.493	-.353	.481	1										
N_Bacillariophyta	-.174	-.177	.917	.545	.463	.519	-.054	-.333	-.335	.758	.869	.130	-.362	-.634	-.239	.663	.266	.414	.502	.555	.039	.305	.083	1									
N_Cyanobacteria	-.384	-.510	.554	.601	.026	.806	.519	-.980	-.362	.753	.179	.645	-.584	-.645	-.299	-.511	.634	.832	.486	.235	-.644	.960	.634	.201	1								
N_Euglenozoa	-.262	-.433	-.060	-.020	-.543	.544	.224	.614	-.282	.283	-.428	.232	-.349	-.304	-.381	-.847	.153	.324	.367	.132	-.558	.722	.248	-.407	.751	1							
B_Chlorophyta	.536	-.697	.367	-.099	-.145	.488	-.231	.058	-.866	.481	.093	-.272	-.706	-.734	-.089	.214	-.105	.010	.328	.393	.658	.228	-.280	.566	-.037	-.212	1						
B_Bacillariophyta	-.229	-.102	.878	.408	.347	.494	-.229	-.239	-.305	.715	.861	-.036	-.269	-.586	-.361	.730	.096	.268	.580	.664	.041	.235	-.085	.984	.116	-.427	.572	1					
B_Cyanobacteria	-.362	-.423	.959	.751	.342	.838	.299	-.835	-.432	.969	.700	.502	-.595	-.814	-.336	.128	.584	.802	.627	.506	-.383	.796	.463	.792	.757	.190	.339	.726	1				
B_Euglenozoa	-.233	-.430	0	.223	-.285	.498	.494	-.728	-.209	.298	-.351	.501	-.387	-.288	-.167	-.874	.419	.533	.201	-.065	-.596	.752	.518	-.374	.831	.956	-.303	-.442	.266	1			

Таблиця Г.4

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком відділів  
фітопланктону у штучній гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	ХСК	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>зар</sub>	Rkof р. коеф.	Взар	Нзар	Инде кс HN	Инде кс НВ	Инде кс Sapг	Кv к.вид.	N_Chlo rophyta	N_Bacil larioph yta	N_Cyan obacteri a	N_E uglen ozoa	B_Chlo rophyta	B_Ba cillar ioph yta	B_C yano bacte ria	B_Eugl enozoa		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																															
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-.180	1																														
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-.210	-.102	1																													
pH	.383	.231	-.309	1																												
O <sub>2</sub>	-.306	-.553	-.017	-.558	1																											
T	.074	.174	-.027	.534	-.507	1																										
БСК <sub>5</sub>	.047	-.495	-.299	-.261	.612	-.136	1																									
ХСК	.456	.661	-.364	.307	-.581	.059	-.41	1																								
Na <sup>+</sup>	.105	.232	.066	.140	-.371	-.036	-.048	.269	1																							
Mg <sup>2+</sup>	.131	-.525	-.083	-.228	.224	-.007	.469	-.345	-.118	1																						
Ca <sup>2+</sup>	-.300	.340	-.173	-.056	.178	-.312	-.201	.139	-.252	-.812	1																					
Cl <sup>-</sup>	-.108	-.022	-.650	-.001	.193	-.479	.072	.124	-.094	.064	.318	1																				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	.227	.316	-.565	.089	-.104	-.069	.285	.385	.796	-.110	-.125	-.022	1																			
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	.407	.421	-.207	.210	-.088	-.345	-.148	.522	.02	-.542	.550	.25	.342	1																		
P <sub>зар</sub>	.138	.193	.551	-.036	-.300	.419	-.238	.091	.06	-.198	-.160	-.945	-.024	-.144	1																	
Rkof (род. коеф.)	-.428	.317	-.494	.282	.951	-.719	-.251	.131	-.176	-.791	.905	.629	-.259	.401	-.491	1																
Взар	-.064	-.380	.860	-.887	-.678	.722	.059	-.62	.313	.353	-.537	-.883	-.476	-.779	.797	-.633	1															
Нзар	.503	.134	-.332	.607	-.369	.121	.210	.503	-.181	.549	-.479	.197	.849	.375	-.27	-.507	-.340	1														
Индекс HN	-.103	-.439	-.627	.309	.57	-.472	.434	-.211	.563	-.178	.320	.690	-.025	-.096	-.672	.671	-.370	-.46	1													
Индекс НВ	-.068	.003	-.980	.779	.579	-.34	.546	.101	.304	.099	.152	.967	.689	.245	-.996	.475	-.789	.289	.632	1												
Индекс Sapг	-.327	-.52	-.420	-.019	.347	.067	.728	-.667	.854	.184	-.047	.450	.057	-.571	-.528	.349	.001	-.456	.847	.52	1											
Кv (кільк. видів)	-.176	-.216	-.703	.409	.206	.253	.890	-.375	.67	.565	-.343	.641	.759	-.305	-.782	.029	-.307	.310	.454	.81	.67	1										
N_Chlorophyta	.652	-.804	-.565	.554	-.209	-.231	.678	.097	.642	.506	-.413	.487	.455	-.064	-.558	-.098	-.21	.255	.568	.505	.476	.499	1									
N_Bacillariophyta	.367	-.811	-.564	.39	-.112	-.021	.865	-.233	.853	.577	-.452	.498	.453	-.334	-.608	-.059	-.103	.107	.672	.573	.727	.698	.936	1								
N_Cyanobacteria	.469	.238	-.272	.576	-.348	.103	.092	.553	-.299	.466	-.411	.146	.794	.438	-.202	-.489	-.344	.992	-.539	.225	-.554	.217	.145	-.018	1							
N_Euglenozoa	-.670	.267	-.575	.194	.997	.486	.703	-.485	.424	.686	-.176	.604	.619	-.305	-.666	.776	-.386	.147	.341	.723	.553	.887	-.001	.280	.094	1						
B_Chlorophyta	-.180	-.686	-.241	-.144	-.008	.352	.867	-.767	.981	.500	-.402	.221	.144	-.772	-.357	-.02	.263	-.302	.642	.354	.930	.689	.543	.795	-.414	.503	1					
B_Bacillariophyta	-.103	-.707	-.321	-.042	-.021	.316	.908	-.7	.987	.546	-.433	.29	.237	-.717	-.429	-.035	.193	-.212	.654	.423	.920	.739	.621	.853	-.329	.518	.994	1				
B_Cyanobacteria	.454	.240	-.352	.635	-.283	.059	.126	.56	-.277	.452	-.377	.229	.831	.462	-.283	-.429	-.412	.993	-.473	.305	-.504	.273	.181	.024	.996	.15	-.385	-.296	1			
B_Euglenozoa	-.462	.632	-.581	.429	.854	.288	.348	-.016	-.077	.475	.185	.583	.804	.198	-.607	.435	-.65	.593	-.076	.671	.059	.688	-.165	-.033	.575	.85	-.007	.032	.609	1		

## Додаток Д

### Таблиця Д.1

### Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком домінуючого комплексу фітопланктону у змінній гідроекосистемі

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	XСК	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>зар</sub>	Rkof р. коэф.	Взар	Nзар	Індекс HN	ІндексНВ	Індекс Sарр	Кв к.вкл.	<i>B. S. lacustris</i>	<i>N. S. lacustris</i>	<i>B. Cyclotella</i>	<i>N. Cyclotella</i>	<i>B. N. viridula</i>	<i>N. N. viridula</i>	<i>B. S. librile</i>	<i>N. S. librile</i>	<i>B. U. ulna</i>	<i>N. U. ulna</i>					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																																				
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,09	1																																			
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	,462	,139	1																																		
pH	,480	-,181	,343	1																																	
O <sub>2</sub>	,266	-,070	,175	,103	1																																
T	-,330	-,136	,215	-,088	-,736	1																															
БСК <sub>5</sub>	-,566	-,346	-,203	-,240	-,370	,451	1																														
XСК	-,221	-,103	-,258	-,398	-,098	,118	-,251	1																													
Na <sup>+</sup>	-,697	,141	-,264	-,177	-,675	,490	,282	,195	1																												
Mg <sup>2+</sup>	,444	-,157	,120	-,213	,118	-,189	-,063	,195	-,443	1																											
Ca <sup>2+</sup>	,441	,161	,323	-,166	,665	-,559	-,286	-,091	-,694	,379	1																										
Cl <sup>-</sup>	-,244	-,078	,186	-,394	-,376	,593	,035	,494	,365	,358	-,196	1																									
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-,246	-,147	-,331	-,560	-,573	,345	,367	,200	,455	,389	-,322	,502	1																								
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-,131	-,085	-,146	-,107	-,850	,659	,208	,435	,548	,209	-,610	,552	,666	1																							
P <sub>зар</sub>	-,129	-,189	-,111	-,273	-,783	,625	,331	,427	,480	,278	-,396	,528	,764	,929	1																						
Rkof (пол. коэф.)	-,402	-,168	-,337	-,490	-,891	,357	,873	-,572	,554	,263	-,642	,064	,750	,535	,410	1																					
Взар	-,255	,320	-,080	-,420	-,708	,624	,620	-,571	,278	,407	-,608	,341	,585	,445	,202	,879	1																				
Nзар	-,469	-,464	-,349	-,875	-,829	,351	,877	-,281	,566	,572	,092	,320	,910	,899	,971	,547	,266	1																			
Індекс HN	-,404	,500	-,291	-,074	-,364	,295	,151	-,536	,322	-,033	-,831	-,209	,219	,074	-,285	,571	,794	-,199	1																		
Індекс НВ	,618	,846	,839	,072	,317	,691	-,320	-,046	-,785	,536	,359	,543	-,267	-,094	-,188	-,175	,253	-,370	,167	1																	
Індекс Sарр	,608	,544	,554	,716	,510	,009	-,505	-,657	-,626	-,277	-,226	-,226	-,659	-,713	-,809	-,093	,220	-,825	,422	,604	1																
Кв (кільк. видів)	-,045	,496	,180	-,398	-,571	,777	,504	-,497	,026	,560	-,399	,475	,484	,415	,188	,746	,960	,189	,712	,505	,323	1															
<i>B. S. lacustris</i>	-,159	,154	,121	-,890	-,506	,921	,520	,600	,078	,961	,564	,946	,695	,877	,927	,183	,223	,807	-,520	,255	-,720	,387	1														
<i>N. S. lacustris</i>	-,161	,154	,120	-,890	-,506	,920	,519	,601	,079	,961	,564	,947	,695	,878	,927	,181	,222	,807	-,520	,254	-,721	,385	1,000	1													
<i>B. Cyclotella</i>	-,113	-,939	-,445	-,297	-,064	-,813	,211	-,258	,394	-,657	-,216	-,868	-,048	-,254	-,020	,103	-,339	,158	-,358	-,838	-,273	-,532	-,679	1													
<i>N. Cyclotella</i>	-,112	-,938	-,445	-,298	-,063	-,814	,209	-,259	,393	-,659	-,217	-,869	-,049	-,256	-,021	,102	-,339	,156	-,357	-,838	-,271	-,532	-,680	1,000	1												
<i>B. N. viridula</i>	,078	,872	,290	,003	-,0460	,609	-,114	-,389	-,244	,283	-,37	,475	-,024	-,018	-,333	,273	,693	-,383	,807	,716	,662	,786	-,318	-,320	-,762	-,761	1										
<i>N. N. viridula</i>	,078	,872	,290	,003	-,045	,609	-,114	-,389	-,244	,282	-,37	,475	-,024	-,018	-,333	,272	,693	-,383	,807	,716	,662	,786	-,319	-,321	-,762	-,761	1,000	1									
<i>B. S. librile</i>	-,608	-,794	-,857	,100	-,776	-,824	,982	-,997	,855	-,966	-,747	-,775	,637	,026	-,551	,835	,279	,995	,219	-,991	-,969	-,170	-,1,000	-,1,000	,838	,839	-,486	-,486	1								
<i>N. S. librile</i>	-,500	-,866	-,782	,229	-,687	-,891	,949	-,979	,781	-,992	-,655	-,851	,532	-,104	,655	,756	,152	1,000	,090	-,1,000	-,993	-,297	-,1,000	-,1,000	,902	,902	-,596	-,596	,991	1							
<i>B. U. ulna</i>	,987	,219	,902	,825	,985	-,193	-,866	-,286	-,931	-,237	,448	-,343	-,965	-,841	-,642	-,789	-,554	-,750	-,348	,599	,715	-,297	-,439	-,439	-,066	-,066	,102	,102	-,608	-,500	1						
<i>N. U. ulna</i>	,987	,219	,902	,825	,985	-,193	-,866	-,286	-,931	-,237	,448	-,343	-,965	-,841	-,642	-,789	-,554	-,750	-,348	,599	,715	-,297	-,439	-,439	-,066	-,066	,102	,102	-,608	-,500	1,000	1					

Таблиця Д.2

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком домінуючого комплексу фітопланктону у істотно змінній гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	XCK	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>нат</sub>	Rkof р. коеф.	Взаг	Nзаг	Індекс HN	Індекс НВ	Індекс Сагр	Кв к.вид.	N.U. ulna	B.U. ulna	N.E. gibba	B.E. gibba	N.T tabulata	B.T tabulata	N.C. placenta ula	B.C. placenta ula	N.S.lac ustris	B S.lacu stris				
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																																			
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	,095	1																																		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-,316	-,214	1																																	
pH	-,572	,090	-,330	1																																
O <sub>2</sub>	-,100	-,249	-,178	,465	1																															
T	-,489	-,337	,385	,102	-,292	1																														
БСК <sub>5</sub>	-,332	,116	,069	,204	-,372	-,027	1																													
XCK	-,242	-,246	-,037	-,065	-,669	,030	,554	1																												
Na <sup>+</sup>	,034	,337	,495	-,475	-,530	,196	-,303	,334	1																											
Mg <sup>2+</sup>	-,006	,028	-,182	,359	,389	,010	,126	-,613	-,643	1																										
Ca <sup>2+</sup>	-,181	-,120	-,301	,109	,349	-,658	,433	,021	-,640	,071	1																									
Cl <sup>-</sup>	-,187	,229	,393	-,358	-,607	,532	-,173	,377	,766	-,338	-,844	1																								
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-,153	-,259	,759	-,460	-,023	,189	-,380	-,202	,529	-,306	-,386	,437	1																							
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-,162	-,208	,532	,013	-,164	,359	-,061	-,003	,410	-,075	-,431	,253	,237	1																						
P <sub>нат</sub>	-,102	-,390	,291	,043	-,067	,480	-,328	-,107	,322	-,076	-,560	,277	,181	,897	1																					
Rkof (род. коеф.)	-,208	-,854	,611	-,037	,729	,807	-,676	-,771	,128	,094	-,883	-,272	,620	,589	,668	1																				
Взаг	,852	-,026	-,524	,756	,253	,243	-,291	-,159	-,326	,248	-,343	-,615	-,760	,416	,707	,013	1																			
Nзаг	,346	,986	-,239	-,282	-,945	-,740	,841	,911	,281	-,263	,811	,598	-,525	-,124	-,447	-,851	,018	1																		
Індекс HN	-,113	-,942	,230	,384	,949	,855	-,837	-,932	-,273	,331	-,939	-,647	,352	,371	,683	,899	,245	-,950	1																	
Індекс НВ	-,238	-,723	,603	,045	,706	,950	-,484	-,838	-,057	,397	-,952	-,234	,461	,618	,637	,935	,101	-,768	,866	1																
Індекс Сагр	,067	,740	-,666	,118	-,595	-,756	,593	,645	-,282	,005	,844	,165	-,565	-,747	-,749	-,975	-,086	,720	-,817	-,912	1															
Кв (кільк. видів)	,642	-,526	-,016	,442	,534	,496	-,693	-,423	,061	-,050	-,678	-,581	-,145	,724	,986	,603	,747	-,443	,663	,536	-,674	1														
N.U. ulna	,540	-,347	-,214	,721	,572	,678	-,435	-,572	-,429	,516	-,735	-,659	-,466	,547	,820	,402	,878	-,350	,605	,542	-,431	,805	1													
B.U. ulna	,505	-,406	-,188	,718	,620	,710	-,483	-,617	-,430	,515	-,772	-,681	-,415	,547	,833	,453	,855	-,409	,655	,582	-,473	,818	,998	1												
N.E. gibba	-,564	,406	-,164	,313	,621	,518	,591	-,899	-,810	,904	-,235	-,128	-,173	-,505	-,550	-,394	-,148	-,701	,146	,160	,513	-,602	,070	,070	1											
B.E. gibba	-,464	,405	-,268	,426	,711	,518	,509	-,92	-,873	,929	-,261	-,243	-,291	-,501	-,483	-,455	-,036	-,657	,215	,121	,555	-,521	,164	,164	,992	1										
N.T tabulata	,415	,709	-,400	,740	,741	,742	,121	-,786	-,672	,795	-,790	-,545	-,836	,236	,457	-,127	,770	,239	,908	,387	,068	,418	,912	,912	,474	,554	1									
B.T tabulata	,375	,741	-,358	,708	,722	,775	,174	-,810	-,666	,816	-,811	-,502	-,805	,244	,438	-,097	,740	,224	,909	,427	,047	,389	,898	,898	,499	,575	1									
N.C. placentula	,912	,415	-,362	,602	,357	,367	-,378	-,145	-,127	,154	-,645	-,542	-,805	,614	,919	,117	,972	,793	,862	,244	-,279	,929	,941	,941	-,267	-,169	,912	,415	1							
B.C. placentula	,912	,415	-,362	,602	,357	,367	-,378	-,145	-,127	,154	-,645	-,542	-,805	,614	,919	,117	,972	,793	,862	,244	-,279	,929	,941	,941	-,267	-,169	,912	,415	-,362	1						
N.S.lacustris	,561	-,123	-,869	,991	,197	-,682	-,459	,203	-,944	-,921	,495	-,866	-,369	-,957	-,397	-,397	,544	-,041	-,103	-,640	,517	0	-,866	-,658	-	-	-	-	-	-	-	-	1			
B.S.lacustris	,576	-,104	-,878	,994	,178	-,696	-,443	,222	-,950	-,913	,511	-,857	-,387	-,962	-,414	-,414	,560	-,023	-,122	-,655	,533	-,019	-,875	-,671	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1		

Таблиця Д.3

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком домінуючого комплексу фітопланктону у природній гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	ХСК	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>ар</sub>	Rkof р. коэф.	Vzar	Nzar	Індекс HN	Індекс НВ	Індекс Sар r	Кв к.вид.	N_ S.lacustris	B_ S.lacustris	N_ H.tetrachot	B_ H.tetrachot	N_ O. submarina	B_ O. submarina	N_ T.volvocina	B_ T.volvocina	N_ S.ellipticum	B_ S.ellipticum	N_ Cyclotella sp.	B_ Cyclotella sp.				
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																																					
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-.183	1																																				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-.210	-.147	1																																			
pH	-.147	-.014	.020	1																																		
O <sub>2</sub>	-.428	-.310	.456	-.163	1																																	
T	.281	.155	-.082	.274	-.692	1																																
БСК <sub>5</sub>	.252	-.123	.049	.612	-.052	.263	1																															
ХСК	.320	.377	-.546	-.226	-.430	-.046	-.229	1																														
Na <sup>+</sup>	-.082	.940	-.138	.055	-.335	.179	.148	.399	1																													
Mg <sup>2+</sup>	.016	-.229	.063	.545	-.471	.517	.144	-.276	-.230	1																												
Ca <sup>2+</sup>	-.258	-.144	.131	.106	.119	.047	-.181	-.553	-.346	.158	1																											
Cl <sup>-</sup>	.129	-.057	.244	.698	-.158	.201	.872	-.317	.174	.355	-.074	1																										
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-.150	.975	-.218	-.190	-.286	.075	-.218	.452	.920	-.350	-.214	-.188	1																									
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-.105	.168	-.289	-.317	.051	-.629	-.270	.435	.141	-.514	.021	-.139	.237	1																								
P <sub>ар</sub>	.499	.023	-.073	.188	-.301	-.143	.266	.052	.080	.038	-.006	.502	-.014	.397	1																							
Rkof (род. коэф.)	-.198	.502	.405	.083	.413	-.209	-.468	.361	.267	.060	.739	-.335	.379	.105	-.132	1																						
Vzar	.019	-.322	.455	.917	.713	.283	.941	-.715	-.090	.429	.301	.984	-.468	-.342	.469	-.257	1																					
Nzar	-.165	-.437	.660	.917	.549	.581	.804	-.899	-.254	.694	.407	.911	-.590	-.576	.150	-.257	.939	1																				
Індекс HN	-.572	-.225	.632	.012	-.407	.800	-.461	-.467	-.397	.746	.408	-.257	-.264	-.625	-.931	.144	-.217	.130	1																			
Індекс НВ	-.522	-.087	.583	-.119	-.398	.648	-.651	-.233	-.327	.629	.459	-.455	-.123	-.515	-.926	.366	-.398	-.077	.961	1																		
Індекс Sarp	.903	-.306	-.309	-.394	-.025	-.304	-.169	.668	-.404	-.305	-.309	-.373	-.239	-.033	.493	.198	-.262	-.412	-.422	-.266	1																	
Кв (к. видів)	-.249	-.685	.601	.487	-.101	.928	.383	-.921	-.595	.847	.152	.493	-.743	-.818	-.376	-.470	.520	.760	.602	.375	-.464	1																
N_ S.lacustris	.995	.832	.165	.97	.931	-.918	.901	-.684	.88	-.269	.321	.948	-.221	.500	.977	.075	.987	.996	-.902	-.82	.169	-.636	1															
B_ S.lacustris	.995	.832	.165	.97	.931	-.918	.901	-.684	.88	-.269	.321	.948	-.221	.500	.977	.075	.987	.996	-.902	-.82	.169	-.636	1.000	1														
N_ H.tetrachot	.553	.957	.866	.804	.874	-.277	.238	.127	.194	.572	.935	.356	-.893	-.350	.458	.817	.506	.561	-.241	-.08	.868	-.1.000	.636	.636	1													
B_ H.tetrachot	.564	.961	.860	.811	.88	-.289	.250	.115	.207	.561	.930	.368	-.887	-.338	.469	.81	.517	.571	-.253	-.093	.862	-.1.000	.646	.646	1.000	1												
N_ O. submarina	.363	.642	.345	.569	.891	-.432	.402	.157	.301	.024	.527	.395	-.638	.034	.648	.642	.519	.332	-.479	-.365	.426	-.473	.803	.803	.971	.974	1											
B_ O. submarina	.008	.875	.613	.808	.966	-.128	.484	-.197	.452	.335	.751	.575	-.763	-.197	.452	.645	.691	.611	-.252	-.198	.083	-.124	.803	.803	.971	.974	.933	1										
N_ T.volvocina	-.819	-.268	.309	-.220	-.691	.965	-.424	-.518	-.225	.741	-.104	-.233	.728	-.988	-.976	-.941	-.321	-.001	.994	.935	-.716	.797	-	-	-	-	-.951	-.764	1									
B_ T.volvocina	-.904	-.102	.464	-.054	-.56	.995	-.266	-.654	-.058	.843	.065	-.066	.602	-.1.000	-.926	-.984	-.158	.167	.962	.862	-.823	.887	-	-	-	-	-.885	-.645	.986	1								
N_ S.ellipticum	.108	-.188	.154	.786	.685	.013	.991	-.543	.096	.125	.076	-.970	-.290	-.065	.649	-.379	.946	.797	-.479	-.655	-.222	.32	.928	.928	.302	.314	.445	.542	-.417	-.258	1							
B_ S.ellipticum	.132	-.193	.145	.779	.689	.002	.991	-.527	.089	.115	.068	.965	-.294	-.063	.666	-.375	.944	.789	-.495	-.667	-.197	.307	.931	.931	.311	.322	.459	.548	-.442	-.285	1.000	1						
N_ Cyclotella sp.	.285	-.165	.617	.682	.812	.135	.107	.067	-.306	.402	.657	.382	-.326	-.413	.271	.765	.714	.371	.04	.204	.518	-.075	-	-	-	-	.964	.993	-	-	.486	.487	1					
B_ Cyclotella sp.	.280	-.171	.624	.688	.809	.145	.108	.057	-.312	.411	.660	.391	-.332	-.422	.262	.763	.721	.380	.050	.214	.512	-.065	-	-	-	-	.961	.994	-.1.000	-	.482	.483	-	-	1			

Таблиця Д.4

**Результати розрахунків коефіцієнтів Пірсона між гідрохімічними показниками та розвитком домінуючого комплексу фітопланктону у штучній гідроекосистемі**

Змінні	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	O <sub>2</sub>	T	БСК <sub>5</sub>	ХСК	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>зар</sub>	Rkof р. коеф.	Взаг	Нзаг	Інде кс HN	Інде кс HB	Інде кс Sapг	Kv к.вид.	N_ S.lacust ris	B_ S.lacust ris	N_ O. submari na	B_ O. subm arina	B_ Cyclo tella	N_ Cy clotela	B_ M.pu lverea	N_ M.pu lverea				
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1																																	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-.180	1																																
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-.210	-.102	1																															
pH	.383	.231	-.309	1																														
O <sub>2</sub>	-.306	-.553	-.017	-.558	1																													
T	.074	.174	-.027	.534	-.507	1																												
БСК <sub>5</sub>	.047	-.495	-.299	-.261	.612	-.136	1																											
ХСК	.456	.661	-.364	.307	-.581	.059	-.41	1																										
Na <sup>+</sup>	.105	.232	.066	.140	-.371	-.036	-.048	.269	1																									
Mg <sup>2+</sup>	.131	-.525	-.083	-.228	.224	-.007	.469	-.345	-.118	1																								
Ca <sup>2+</sup>	-.300	.340	-.173	-.056	.178	-.312	-.201	.139	-.252	-.812	1																							
Cl <sup>-</sup>	-.108	-.022	-.650	-.001	.193	-.479	.072	.124	-.094	.064	.318	1																						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	.227	.316	-.565	.089	-.104	-.069	.285	.385	.796	-.110	-.125	-.022	1																					
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	.407	.421	-.207	.210	-.088	-.345	-.148	.522	.02	-.542	.550	.25	.342	1																				
P <sub>зар</sub>	.138	.193	.551	-.036	-.300	.419	-.238	.091	.06	-.198	-.160	-.945	-.024	-.144	1																			
Rkof (род. коеф.)	-.428	.317	-.494	.282	.951	-.719	-.251	.131	-.176	-.791	.905	.629	-.259	.401	-.491	1																		
Взаг	-.064	-.380	.860	-.887	-.678	.722	.059	-.62	.313	.353	-.537	-.883	-.476	-.779	.797	-.633	1																	
Нзаг	.503	.134	-.332	.607	-.369	.121	.210	.503	-.181	.549	-.479	.197	.849	.375	-.27	-.507	-.340	1																
Індекс HN	-.103	-.439	-.627	.309	.57	-.472	.434	-.211	.563	-.178	.320	.690	-.025	-.096	-.672	.671	-.370	-.46	1															
Індекс HB	-.068	.003	-.980	.779	-.579	-.34	.546	.101	.304	.099	.152	.967	.689	.245	-.996	.475	-.789	.289	.632	1														
Індекс Sapг	-.327	-.52	-.420	-.019	.347	.067	.728	-.667	.854	.184	-.047	.450	.057	-.571	-.528	.349	.001	-.456	.847	.52	1													
Kv (кільк. видів)	-.176	-.216	-.703	.409	.206	.253	.890	-.375	.67	.565	-.343	.641	.759	-.305	-.782	.029	-.307	.310	.454	.81	.67	1												
N_S.lacustris	.024	.304	-.466	.508	-.086	.398	.788	.189	.155	.656	-.466	.353	.938	.174	-.487	-.342	-.368	.915	-.339	.543	-.24	.888	1											
B_S.lacustris	.025	.304	-.466	.509	-.087	.398	.788	.189	.155	.656	-.466	.353	.938	.174	-.487	-.342	-.368	.915	-.339	.543	-.24	.888	1.000	1										
N_O.submarina	.132	-.884	.078	-.416	-.177	.038	.609	-.537	.852	.229	-.247	0	-.407	-.648	-.842	.034	.665	-.581	.857	.179	.871	.309	-.737	-.737	1									
B_O.submarina	.179	-.925	.122	-.406	-.305	.149	.711	-.562	.907	.368	-.385	-.13	-.271	-.705	-.788	-.110	.742	-.472	.774	.204	.855	.416	-.573	-.573	.989	1								
B_Cyclotella	.864	-.879	-.456	.398	-.789	-.057	.506	.147	.504	.571	-.621	-.107	.274	-.149	-.644	-.537	.326	.268	.222	-.468	.145	.133	-.055	-.055	.572	.633	1							
N_Cyclotella	.864	-.879	-.457	.398	-.789	-.058	.506	.147	.504	.571	-.62	-.106	.274	-.149	-.645	-.536	.326	.267	.223	-.469	.145	.132	-.056	-.056	.572	.633	1.000	1						
B_M.pulverea	-.644	.864	-.442	.303	.973	.450	.380	-.107	-.526	.406	.45	.45	.699	.331	-.491	.548	-.553	.688	-.358	.571	-.133	.745	.919	.918	-	-	-	-	1					
N_M.pulverea	-.860	.981	-.122	-.027	.844	.719	.055	-.427	-.776	.083	.719	.131	.425	.003	-.178	.243	-.248	.411	-.644	.27	-.451	.485	.738	.738	-	-	-	-	.945	1				



Додаток Е

Список водоростей різних типів гідроєкосистем та їхні екологічні характеристики

	Таксони	змінена	істотно змінена	природна	штучна	Екологічні характеристики											
						Субстрат	Температура	Реофільність	pH	pH-амп	Галобність	D: ступінь сапробності за	Сапробність	Індекс S	Трофність	Тип живлення	
	<b>CYANOBACTERIA</b>																
	<b>CYANOPHYCEAE</b>																
	<b>CHROOCOCCALES</b>																
	<b>Microcystaceae</b>																
1	<i>Merismopedia minima</i> G.Beck	-	-	-	+	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-	
2	<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenberg) Trevisan	-	-	-	+	P-B	-	-	ind	-	i	-	o-a	1.8	me	-	
3	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+	-	-	+	P	-	-	-	-	hl	-	b	2.1	e	-	
4	<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	+	+	+	+	PB, S	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-	
5	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	+	+	+	+	P	-	-	-	-	i	-	b-o	1.6	me	-	
	<b>Chroococcaceae</b>																
6	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	+	+	+	+	P-B, S	-	ae	alf	-	hl	-	x-b	0.8	-	-	
	<b>Cyanothrichaceae</b>																

7	<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	-	-	-	+	P	-	-	-	-	i	-	b-o	1.65	o-m	
<b>GOMONTIELLALES</b>																
<b>Cyanothecaceae</b>																
8	<i>Cyanothece aeruginosa</i> (Nägeli) Komárek	-	-	-	+	P-B, Ep	-	ae	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
9	<i>Synechocystis sp.</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>OSCILLATORIALES</b>																
<b>Oscillatoriaceae</b>																
10	<i>Oscillatoria agardhii</i> Gomont	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	<i>Oscillatoria sp.</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Microcoleaceae</b>																
13	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	-	-	+	-	P-B	-	st	-	-	hl	-	b	2.2	e	-
<b>NOSTOCALES</b>																
<b>Aphanizomenonaceae</b>																
14	<i>Anabaena sp.</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	+	-	-	-	P	-	-	-	-	hl	-	o-a	1.95	m	-
16	<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	-	+	+	-	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	me	-
17	<i>Cylindrospermum sp.</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	-	-	-	+	P	-	st	-	-	i	-	b	2.0	e	-

	(Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & Komárek															
<b>NODOSILINEALES</b>																
<b>Cymatolegaceae</b>																
19	<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle & Lauterborn	-	-	-	+	P	-	-	-	-	hb	-	o-a	1.8	o-m	-
20	<i>Romeria leopoliensis</i> (Raciborski) Koczwara	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>SYNECHOCOCCALES</b>																
<b>Synechococcaceae</b>																
21	<i>Rhabdogloea elenkinii</i> (Roll) Komárek & Anagnostidis	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>SPIRULINALES</b>																
<b>Spirulinaceae</b>																
22	<i>Spirulina sp.</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>PSEUDANABAENALES</b>																
<b>Pseudanabaenaceae</b>																
23	<i>Limnothrix planctonica</i> (Wołoszyńska) Meffert	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	-	+	-	-	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.2	e	-
<b>NODOSILINEALES</b>																
<b>Cymatolegaceae</b>																
25	<i>Romeria leopoliensis</i> (Raciborski) Koczwara	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CHLOROPHYTA</b>																
<b>CHLOROPHYCEAE</b>																
<b>CHLAMYDOMONADALES</b>																
<b>Chlamydomonadaceae</b>																
26	<i>Chlamydomonas sp.</i>	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

27	<i>Chlamydomonas sp.1</i>	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>Volvocaceae</b>																
28	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	-	+	-	-	P	-	st	-	-	i	-	b	2.3	-	-	
29	<i>Volvox globator</i> Linnaeus	-	+	-	-	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-	
	<b>Phacotaceae</b>																
30	<i>Phacotus coccifer</i> Korshikov	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
31	<i>Pteromonas torta</i> Korshikov	+	-	-	-	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
32	<i>Phacotus subglobosus</i> Pascher	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>SPHAEROPLEALES</b>																
	<b>Hydrodictyaceae</b>																
33	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	-	-	-	P	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-	
34	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
35	<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	+	-	-	-	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-	
36	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	-	+	+	-	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-	
37	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	-	+	-	+	P-B, Ep	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.0	-	-	
38	<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	+	+	+	+	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.1	-	-	
39	<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov	-	+	-	+	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	-	-	
	<b>Neochloridaceae</b>																
40	<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teiling) Komárek & Kovácik	-	+	-	+	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-	
41	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	+	-	-	-	P	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-	
	<b>Scenedesmaceae</b>																
42	<i>Coelastrum astroideum</i> De	+	+	-	-	P-B,	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-	

	Notaris					Ep										
43	<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli	-	+	-	-	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.4	-	-
44	<i>Comasiella arcuata</i> (Lemmermann) E.Hegewald, M.Wolf, Al.Keller, Friedl & Krienitz		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45	<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) E.H.Hegewald		+	-	+	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
46	<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	+	+	+	+	P-B, Ep	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.15	-	-
47	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	+	-	-	-	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
48	<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E.Hegewald	+	-	-	-	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
49	<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	+	+	-	-	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
50	<i>Pectinodesmus pectinatus</i> f. <i>tortuosus</i> (Skuja) E.Hegewald	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51	<i>Pseudodidymocystis</i> <i>planctonica</i> (Korshikov) E.Hegewald & Deason		+	+	+	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
52	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen		+	+	+	P-B	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
53	<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	+	-	+	+	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.15	-	-
54	<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<b>Schroederiaceae</b>															

55	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov	+	-	+	-	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
56	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	-	-	+	-	P	-	st-str	-	-	i	-	b-o	1.7	-	-
<b>Selenastraceae</b>																
57	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	+	+	-	+	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	-	-
58	<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West	-	-	-	+	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
59	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková- Legnerová	+	+	-	+	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
60	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková- Legnerová	+	-	+	+	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
61	<i>Quadrigula korsikovii</i> Komárek	-	-	+	+											
<b>Sphaeropleaceae</b>																
62	<i>Ankyra ancora</i> (G.M.Smith) Fott	-	+	+	+	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
63	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Radiococcaceae</b>																
64	<i>Neocystis ovalis</i> (Korshikov) Hindák	-	-	+	-	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<b>CHLORELLALES</b>																
<b>Chlorellaceae</b>																
65	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	+	-	+	-	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b	2.3	-	-
66	<i>Chlorella sp.</i>	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
67	<i>Dicellula geminata</i> (Printz)	+	-	+	+	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-

	Korshikov															
68	<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz	+	+	+	+	P	-	st	-	-	i	-	b	2.3	-	-
69	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius			+	-	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<b>Oocystaceae</b>																
70	<i>Granulocystopsis decorata</i> (Svirenko) P.M.Tsarenko	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
71	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	-	+	-	-	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
72	<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	+	-	-	+	P	-	-	-	-	i	-	b	2.2	-	-
73	<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim	+	+	+	+	P-B, Ep	-	st	-	-	i	-	-	-	-	-
74	<i>Willea apiculata</i> (Lemmermann) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	+	-	-	+	P-B, Ep	-	st- str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
75	<i>Willea rectangularis</i> (A.Braun) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	+	-	-	+	P	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-
<b>TREBOUXIOPHYCEAE ORDO INCERTAE SEDIS</b>																
<b>TREBOUXIOPHYCEAE INCERTAE SEDIS</b>																
<b>Trebouxiophyceae incertae sedis</b>																
76	<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
77	<i>Lemmermannia triangularis</i> (Chodat) C.Bock & Krienitz	+	-	-	-	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<b>ULVOPHYCEAE</b>																
<b>ULOTRICHALES</b>																
<b>Ulotrichaceae</b>																

78	<i>Ulothrix sp.</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>CRYPTOPHYTA</b>																	
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>																	
<b>CRYPTOMONADALES</b>																	
<b>Cryptomonadaceae</b>																	
79	<i>Cryptomonas sp.</i>	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>EUGLENOZOA</b>																	
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>																	
<b>EUGLENALES</b>																	
<b>Euglenaceae</b>																	
80	<i>Euglena granulata</i> (G.A.Klebs) F.Schmitz	+	+	-	+	P-B	eter m	st-str	ind	7.0- 8.0	mh	-	a-o	2.75	-	-	
81	<i>Euglena matvienkoi</i> T.G.Popova	-	-	-	+	P-B	eter m	st-str	alf	7.6-8.8	-	-	b-a	2.5	-	-	
82	<i>Euglena sp.</i>	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
83	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	+	-	-	+	P-B	eter m	st-str	ind	5.5-9.5	mh	-	b	2.35	-	-	
84	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	+	+	+	+	P-B	eter m	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-	
85	<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko	+	+	-	-	P	eter m	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-	
86	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+	+	B	eter m	st-str	ind	4.4-8.4	i	-	b	2.0	-	-	
<b>Phacaceae</b>																	
87	<i>Discoplastis angusta</i> (C.Bernard) Zakryś & Łukomska	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
88	<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	-	+	-	-	P	eter m	st	ind	7.2-8.2	i	-	b	2.2	-	-	
89	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg)	+	+	-	+	P	eter	st	ind	-	i	-	b-a	2.4	-	-	



	Lemmermann						m										
90	<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmermann) E.W.Linton & Karnkowska	+	-	-	+	P-B	eter m	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-	
<b>STREPTOPHYTA</b>																	
<b>ZYGNEMATOPHYCEAE</b>																	
<b>DESMIDIALES</b>																	
<b>Closteriaceae</b>																	
91	<i>Closterium acutum</i> Brébisson	+	-	+	+	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	b	2.05	m	-	
92	<i>Closterium lanceolatum</i> Kützing ex Ralfs	-	+	-	-	B	-	st	ind	-	i	-	-	-	e	-	
93	<i>Closterium lineatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	-	-	-	+	P-B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	m	-	
94	<i>Closterium nordstedtii</i> Chodat	-	-	+	-	P	-	st	acf	-	-	-	-	-	e	-	
95	<i>Closterium sp.</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Desmidiaceae</b>																	
96	<i>Cosmarium margaritifera</i> Meneghini ex Ralfs	-	+	+	+	B	-	-	acf	-	i	-	-	-	m	-	
97	<i>Cosmarium sp.</i>				+												
98	<i>Desmidium sp.</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
99	<i>Spondylosium ellipticum</i> West & G.S. West	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
100	<i>Staurodesmus sp.</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>KLEBSORMIDIOPHYCEAE</b>																	
<b>KLEBSORMIDIALES</b>																	
<b>Elakatotrichaceae</b>																	
101	<i>Elakatothrix acuta</i> Pascher	+	-	+	+	P	-	-	-	-	i	-	b	2.0	-	-	
<b>OCHROPHYTA</b>																	
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>																	
<b>CHROMULINALES</b>																	

	<b>Dinobryaceae</b>																
102	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	-	+	+	+	P	-	-	-	-	i	-	o	1.1	-	-	
103	<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	+	+	+	-	P	-	st-str	ind	-	i	-	o-b	1.45	-	-	
104	<i>Dinobryon sociale</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	-	-	+	-	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-	
105	<i>Pseudokephyrion conicum</i> Schiller	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-	
	<b>Chrysococcaceae</b>																
106	<i>Kephyrion moniliferum</i> (Gerlinde Schmid) Bourrelly	-	+	-	-	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-	
	<b>OCHROMONADALES</b>																
	<b>Ochromonadaceae</b>																
107	<i>Synuropsis gracilis</i> (Korshikov) Wujek & R.H.Thompson	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
108	<i>Ochromonas sp.</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>SYNURALES</b>																
	<b>Neotessellaceae</b>																
109	<i>Neotessella lapponica</i> (Skuja) B.Y.Jo, J.I.Kim, W.Shin, P.Škaloud & P.A.Siver	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>Mallomonadaceae</b>																
110	<i>Mallomonas tonsurata</i> Teiling	-	+	+	-	P	-	-	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-	
111	<i>Mallomonas sp.</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>XANTHOPHYCEAE</b>																
	<b>MISCHOCOCCALES</b>																
	<b>Sciadiaceae</b>																
112	<i>Centrtractus globulosus</i> Pascher	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>BACILLARIOPHYTA</b>																

<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>																
<b>ACHNANTHALES</b>																
<b>Achnanthidiaceae</b>																
113	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange- Bertalot	-	+	+	-	P-B	war m	st-str	ind	7.5-8.5	i	sx	b	1.6	o-m	-
<b>Cocconeidaceae</b>																
114	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	+	+	+	+	P-B	temp	st-str	alf	5.5-9.0	i	es	o	1.35	me	ate
<b>BACILLARIALES</b>																
<b>Bacillariaceae</b>																
115	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+	+	P-B	temp	-	alf	7.85- 8.15	i	es	a-o	2.7	e	hce
116	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	-	-	B	-	st-str	alf	6.55- 7.85	i	sx	b-o	1.7	me	ate
117	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	+	+	-	-	P-B	temp	st-str	ind	6.0-8.0	i	sp	o-a	1.8	m	-
118	<i>Nitzschia linearis</i> W.Smith	+	+	-	-	B	temp	st-str	alf	7.6	i	es	b-o	1.7	me	ate
119	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+	+	P-B	temp	-	ind	7.0-9.0	i	sp	a-o	2.8	he	hce
120	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	+	+	+	+	P-B	-	st-str	alf	-	i	es	b	2.2	e	hce
121	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	+	+	-	-	B	-	st	ind	6.0-9.0	i	es	o-b	1.5	o-m	ate
121	<i>Nitzschia sublinearis</i> Hustedt	+	-	-	-	P-B	-	-	alf	-	i	es	a	3.0	me	-
122	<i>Nitzschia subtilis</i> (Kützing) Grunow	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
123	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	+	+	-	-	P-B	-	str	alf	-	i	-	b	2.2	m	-
124	<i>Tryblionella acuminata</i> W.Smith	-	-	-	+	-	-	st	alf	-	hl	sx	a-o	2.9	me	-

125	<i>Tryblionella angustata</i> W.Smith	-	+	-	-	P-B	-	st	alf	7.7	i	sx	o-b	1.5	m	ats
126	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli	+	+	-	-	P-B	-	-	alf	-	mh	sp	a-o	2.9	e	ate
<b>CYMBELLALES</b>																
<b>Cymbellaceae</b>																
127	<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) O.Kirchner	-	+	-	-	B	-	st-str	alf	8.0	i	sx	o	1.2	e	ats
128	<i>Cymbella lanceolata</i> C.Agardh	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
129	<i>Cymbella obtusiuscula</i> Kützing	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
130	<i>Cymbella parva</i> (W.Smith) Kirchner	+	+	+	-	B	-	-	ind	-	i	-	b	2.0	o-m	-
131	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	+	+	-	+	B	temp	str	alf	6.8-9.0	i	sx	b	2.2	me	ats
132	<i>Cymbella tumidula</i> Grunow	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
133	<i>Cymbella ventricosa</i> Kützing, nom. illeg.	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
134	<i>Cymbopleura lata</i> (Grunow ex Cleve) Krammer	+	+	-	-	B	-	-	ind	-	i	sx	-	-	-	-
135	<i>Paraplaconeis placentula</i> (Ehrenberg) Kulikovskiy & Lange-Bertalot	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
136	<i>Placoneis dicephala</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
137	<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsk	+	+	-	-	B	-	st-str	ind	-	i	sx	o-b	1.4	e	ate
<b>Gomphonemataceae</b>																
138	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	+	+	-	-	B	-	str	ind	-	i	es	o-b	1.5	me	ats
139	<i>Gomphonema coronatum</i> Ehrenberg	-	+	-	-	B	-	st	ind	-	i	-	o-b	1.4	o-m	-

140	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	+	+	+	+	B	temp	str	ind	4.5	i	es	b	2.35	o-m	hne
141	<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	-	+	-	-	B	-	st-str	ind	6.6	i	es	o	1.3	o-m	-
<b>Rhoicospheniaceae</b>																
142	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	+	+	-	-	B	-	st-str	alf	6.7	i	es	o-a	1.9	me	ate
<b>EUNOTIALES</b>																
<b>Eunotiaceae</b>																
143	<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg	+	-	-	-	B	-	st-str	acf	-	i	-	x-o	0.5	ot	ats
<b>FRAGILARIALES</b>																
<b>Fragilariaceae</b>																
144	<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	+	+	+	+	P-B	-	str	acf	-	hb	sx	b	2.3	o-m	ats
145	<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) D.M.Williams & Round	-	+	-	-	P-B	-	st	ind	6.8	i	es	x-o	0.4	o-m	ats
<b>Staurosiraceae</b>																
146	<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	-	+	-	-	P-B	temp	st-str	alf	5.5-9.0	i	sx	o	1.3	me	ats
147	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D.M.Williams & Round	-	+	-	-	P-B	temp	st-str	alf	6.2-9.3	hl	es	o	1.2	o-e	ate
<b>NAVICULALES</b>																
<b>Naviculaceae</b>																
148	<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
149	<i>Navicula scutum</i> Schumann	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
150	<i>Navicula vulpina</i> Kützing	-	+	+	+	B	-	str	ind	7.9	i	-	b	2.0	me	ats
151	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
152	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory)	+	-	-	-	B	-	st-str	alf	-	i	-	b	2.3	me	ate

	Cleve															
153	<i>Caloneis dubia</i> Krammer	+	-	-	-	P-B	-	st-str	-	-	hb	-	o	1.0	ot	-
154	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	-	+	B	cool	st-str	alf	-	i	es	o-a	1.95	me	ate
155	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	+	-	-	+	B	-	st-str	alf	-	i	es	a-o	2.6	he	hce
156	<i>Prestauroneis protracta</i> (Grunow) Kulikovskiy & Glushchenko	+	-	-	-	B	-	st-str	ind	-	mh	es	b-o	1.7	e	ate
157	<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	+	+	+	-	B	temp	st-str	alf	7.6-8.2	hl	es	b	2.1	me	ate
158	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	+	+	-	+	B	temp	st-str	ind	5.0-9.0	i	es	o	1.3	me	ate
159	<i>Navicula semen</i> Ehrenberg	+	-	-	-	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
160	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	+	+	-	+	P-B	-	st-str	alf	-	hl	es	b	2.2	me	ate
161	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	+	+	+	+	P-B	temp	st-str	ind	-	i	es	b	2.1	o-e	ate
162	<i>Navicula veneta</i> Kützing	+	-	-	-	P-B	-	-	alf	-	hl	es	a-o	2.7	me	ate
	<b>Neidiaceae</b>															
163	<i>Neidiomorpha binodis</i> (Ehrenberg) M.Cantonati, Lange-Bertalot & N.Angeli	-	+	-	-	B	-	str	ind	-	i	-	o	1.0	me	ats
164	<i>Neidium hitchcockii</i> (Ehrenberg) Cleve	+	-	-	-	P-B	-	st	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
165	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve	+	-	-	-	B	-	st-str	ind	5.1-6.9	hb	es	o-x	0.6	ot	ats
166	<i>Neidium productum</i> (W.Smith) Cleve	-	-	-	+	P-B	temp	-	ind	-	i	sx	x-b	0.9	ot	ats
	<b>Sellaphoraceae</b>															

167	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	-	+	-	+	B	eter m	st	ind	5.2-9.0	hl	sx	o-a	1.9	me	ate
<b>LICMOPHORALES</b>																
<b>Ulnariaceae</b>																
168	<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijjs	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
169	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	+	+	+	+	P	-	st-str	alb	-	i	es	o-a	1.8	-	-
170	<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenberg) Compère	-	+	-	-	P-B	-	st-str	alf	-	i	es	o-b	1.5	e	ats
171	<i>Ulnaria oxyrhynchus</i> (Kützing) Aboal	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
172	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+	+	-	P-B	temp	st-str	ind	5.0-9.2	i	es	b	2.25	o-e	ate
<b>RHABDONEMATALES</b>																
<b>Tabellariaceae</b>																
173	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	+	-	-	-	P-B	-	st-str	ind	6.2-7.5	i	sx	b	2.2	me	ate
174	<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.Agardh	+	-	-	-	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.1	o-m	ate
<b>RHOPALODIALES</b>																
<b>Rhopalodiaceae</b>																
175	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	-	+	-	-	B	temp	st	alb	5.5-9.0	i	sx	o	1.2	me	ats
176	<i>Epithemia gibba</i> (Ehrenberg) Kützing	-	+	-	+	B	temp	-	alf	6.2-9.0	i	es	o-b	1.4	o-m	-
177	<i>Epithemia sorex</i> Kützing	-	+	-	+	B	temp	st-str	alf	5.0-9.0	i	sx	o	1.1	me	ats
178	<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	+	+	-	-	B	temp	st	alf	5.0-9.0	i	sx	x-b	0.9	me	ats
<b>SURIRELLALES</b>																
<b>Surirellaceae</b>																
179	<i>Iconella biseriata</i> (Brébisson)	+	-	-	-	P-B	-	st-str	alf	7.0-9.0	i	sx	o	1.0	e	-

	Ruck & Nakov																
180	<i>Surirella libri</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	-	-	P-B	-	-	alf	-	i	-	b	2.1	-	-	
181	<i>Surirella robusta</i> Ehrenberg	-	+	-	-	P-B	-	st-str	ind	7.9	i	es	x-o	0.5	ot	-	
<b>THALASSIOPHYSALES</b>																	
<b>Catenulaceae</b>																	
182	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	+	+	-	+	B	temp	st-str	alf	6.2-9.0	i	sx	o-b	1.5	me	ate	
183	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	+	-	-	-	B	temp	st	alf	8.0-8.3	i	es	b-o	1.7	o-m	ate	
<b>COSCINODISCOPHYCEAE</b>																	
<b>AULACOSEIRALES</b>																	
<b>Aulacoseiraceae</b>																	
184	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+	-	-	P-B	temp	st-str	ind	5.8-9.4	i	es	b	2.0	me	ate	
185	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>MEDIOPHYCEAE</b>																	
<b>STEPHANODISCALES</b>																	
<b>Stephanodiscaceae</b>																	
186	<i>Cyclotella</i> sp.	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
187	<i>Lindavia bodanica</i> (Eulenstein ex Grunow) T.Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson	+	+	-	-	P	-	st	ind	-	i	-	x	1.0	ot	ats	
188	<i>Lindavia glomerata</i> (H.Bachmann) Adesalu & Julius	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
189	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	-	+	-	-	P	temp	st	alf	7.0-9.0	i	es	a-o	2.7	o-m	hne	



MIOZOA																	
<b>DINOPHYCEAE</b>																	
<b>GONYAULACALES</b>																	
<b>Ceratiaceae</b>																	
190	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	+	-	-	+	P	-	st- str	-	-	-	i	-	o	1.3	-	-
<b>PERIDINIALES</b>																	
<b>PERIDINIACEAE</b>																	
200	<i>Peridinium sp.</i>	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
201	<i>Glenodinium sp.</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>GYMNODINIALES</b>																	
<b>Gymnodiniaceae</b>																	
202	<i>Gymnodinium sp.</i>	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

**Примітка: приуроченість до субстрату (місцезростання):** (B – бентосні; P-B – планктонно-бентосні; P – планктонні; Ep – епіфітні; S – ґрунтові); **температурних умов** (cool – холодолюбні; temp – помірного діапазону та/або індиференти; etern – евритермні; warm – теплолюбні); **насиченості води киснем та реофільності** (st – стоячі; str – швидкотекучі; st-str – повільнотекучі та/або індиференти; ae – аерофільні); **pH середовища** (acf – ацидофіли; ind – індиференти; alf – алкаліфіли; alb – алкалібіонти); **галофільності (солоності)** (hb – галофоби; i – індиференти; hl – галофіли; mh – мезогалофи; oh – олігогалофи); **органічного забруднення вод (за системою Ватанабе):** sx – сапроксени (чисті води); es – еврисапроби (помірно забруднені води); sp – сапрофіли (забруднені води); **сапробність та індекс S: ступінь сапробності за Пантле-Бук у модифікації Сладечека** (x – 0.0 – ксеносапробіонти; x-o – 0.4 – ксено-олігосапробіонти; o-x – 0.6 – оліго-ксеносапробіонти; x-b – 0.8 – ксено-бетамезосапробіонти; o – 1.0 – олігосапробіонти; o-b – 1.4 – оліго-бетамезосапробіонти;  $\chi$ - $\alpha$  – 1,55 – ксено-альфамезосапробіонти; b-o – 1,6 – бета-олігосапробіонти; o-a – 1,8 – оліго-альфамезосапробіонти; b – 2,0 – бетамезосапробіонти; b-a – 2,4 – бета-альфамезосапробіонти;  $\alpha$ -o – 2,6 – альфа-олігосапробіонти; a – 3,0 – альфамезосапробіонти; a-b – 3,6 – альфабетамезосапробіонти; p – 4,0 – полісапробіонти; p-a – полі-альфасапробіонти; a-p – альфа-полісапробіонти; b-p – бета-полісапробіонти); **рівень трофності** (ot – оліготрофні види; om – оліго-мезотрофні; m – мезотрофні; me – мезо-евтрофні; e – евтрофні; o-e – широкої амплітуди трофності; he – гіпертрофні); **тип живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук (НОС):** (ats – автотрофи, що розвиваються за низької концентрації НОС; ate – автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС; hne – факультативні гетеротрофи, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС; hse – облігатні гетеротрофи, які розвиваються у воді за підвищених НОС).